

**РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК**



**НОВЫЕ МЕТОДЫ И РЕЗУЛЬТАТЫ  
ИССЛЕДОВАНИЙ ЛАНДШАФТОВ В ЕВРОПЕ,  
ЦЕНТРАЛЬНОЙ АЗИИ И СИБИРИ**

**ТОМ II: Изучение и мониторинг процессов в  
почвах и водных объектах**

**РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК  
ФГБНУ «ВСЕРОССИЙСКИЙ НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ  
ИНСТИТУТ АГРОХИМИИ ИМЕНИ Д.Н. ПРЯНИШНИКОВА»**

**Главные редакторы: Виктор Г. Сычёв и Лотар Мюллер**

**НОВЫЕ МЕТОДЫ И РЕЗУЛЬТАТЫ  
ИССЛЕДОВАНИЙ ЛАНДШАФТОВ В ЕВРОПЕ,  
ЦЕНТРАЛЬНОЙ АЗИИ И СИБИРИ**

**Монография в 5 томах**

**Том II Изучение и мониторинг процессов в почвах  
и водных объектах**

**В содружестве с Академией почвенного плодородия  
Митчерлиха (МИТАК), Паулиненауэ, Германия**

**Москва 2018**

**RUSSIAN ACADEMY OF SCIENCES  
FSBSI «ALL-RUSSIAN RESEARCH INSTITUTE OF AGROCHEMISTRY  
NAMED AFTER D.N. PRYANISHNIKOV»**

**Main editors: Viktor G. Sychev and Lothar Mueller**

**NOVEL METHODS AND RESULTS  
OF LANDSCAPE RESEARCH IN EUROPE,  
CENTRAL ASIA AND SIBERIA**

**Monograph in 5 Volumes**

**Vol. II Understanding and Monitoring Processes in  
Soils and Water Bodies**

**With friendly support of the Mitscherlich Academy  
for Soil Fertility (MITAK), Paulinenaue, Germany**

**Moscow 2018**

ББК 4035  
УДК 504.54:631.42  
Н 78

**Новые методы и результаты исследований ландшафтов в Европе, Центральной Азии и Сибири** (в пяти томах). Том 2. Изучение и мониторинг процессов в почвах и водных объектах /под редакцией академика РАН В.Г.Сычева, Л. Мюллера. – М.: изд-во ФГБНУ «ВНИИ агрохимии», 2018. – 456 с.

ISBN 978-5-9238-0248-1 (Том 2)

**Коллектив авторов и редакторов** под руководством В.Г. Сычёва (Москва), А. Сапарова (Алматы), Ф. Ойленштайна (Мюнхенберг).

**Главные редакторы:** Лотар Мюллер (Лейбниц центр агроландшафтных исследований, Мюнхенберг, Германия) и Виктор Г. Сычёв (Всероссийский научно-исследовательский институт агрохимии им. Д.Н. Прянишникова, Москва, Россия)

Монография содержит информацию о самых современных методологиях и результатах в ландшафтных исследованиях. Она может быть использована в качестве руководства для исследователей, преподавателей, студентов и всех, кого интересует тема ландшафтной науки и смежных дисциплин. Монография является особо ценной информационной базой для лиц, принимающих решения на различных уровнях, от местных до международных органов по принятию решений. Приведенная в монографии информация представляет собой современный уровень ландшафтной науки в очень краткой форме.

Содержание глав дано в авторской редакции. Редакторы не несут ответственности в отношении опубликованных материалов.

**Novel Methods and Results of Landscape Research in Europe, Central Asia and Siberia** (in five volumes). Vol. 2. Understanding and Monitoring Processes in Soils and Water Bodies /main editors Viktor G. Sychev, Lothar Mueller. – М.: Publishing House FSBSI «Pryanishnikov Institute of Agrochemistry», 2018. – 456 p.

**Team of authors and editors** under the guidance of: Viktor G. Sychev (Moscow), Abdulla Saparov (Almaty), Frank Eulenstein (Muencheberg).

**Main editors:** Lothar Mueller (Leibniz Centre for Agricultural Landscape Research, Muencheberg, Germany) and Viktor G. Sychev (All-Russian Research Institute of Agrochemistry named after D.N. Pryanishnikov) , Moscow, Russia)

This monograph shall inform you about up to date methodologies and recent results in landscape research. It is intended as a guide for researchers, teachers, students, decision makers, stakeholders interested in the topic of landscape science and related disciplines. It provides information basis for decision makers at various levels, from local up to international decision bodies, representing the top level of landscape science in a very short form.

Authors are responsible for the content of their chapters. Neither the authors nor the editors can accept any legal responsibility for any errors or omissions that may be made. The editors make no warranty, express or implied, with respect to the material contained herein.

ISBN 978-5-9238-0246-7  
ISBN 978-5-9238-0248-1 (Том 2)  
DOI 10.25680/3139.2018.68.11.002

© ФГБНУ «ВНИИ агрохимии» 2018



## Оглавление

|   |    |
|---|----|
| Часть 5 Оценка почвенных ресурсов и качества Part 5 Assessing Soil Resources and Quality.....   | 12 |
| Основная глава 5.1 Оценка почв, классификация и картография Main Chapter 5.1 Soil Evaluation, Classification and Mapping .....  | 12 |
| Chapter II/1: UPDATES OF THE RUSSIAN SOIL CLASSIFICATION SYSTEM Глава II/1: Обновленная классификация почв России Maria Gerasimova .....  | 12 |
| Глава II/2: ПОДХОД К БОНИТИРОВКЕ КАЧЕСТВА И ПОТЕНЦИАЛЬНОЙ УРОЖАЙНОСТИ ПОЧВ Chapter II/2: Approach of Assessing Quality and Crop Yield Potential of Soils Лотар Мюллер; Франк Ойленштейн; Уве Шиндлер; Вилфрид Миршель; Аксель Берендт; Фолькер Хеннингс; Виктор Г. Сычёв; Ольга В. Рухович; Владимир А. Романенков; Асхад Х. Шеуджен; Абдулла С. Сапаров; Константин М. Пачикин; Сергей М. Лукин; Сергей Г. Мышляков .....                                    | 16 |
| Chapter II/3: SOIL FERTILITY MAPPING IN GERMANY Глава II/3: Картирование плодородия почв в Германии Volker Hennings; Lothar Mueller .....   | 21 |
| Глава II/4: АГРО-АТЛАС РОССИИ И СОПРЕДЕЛЬНЫХ СТРАН Chapter II/4: Agro-Atlas of Russia and Neighbouring Countries Александр Н. Афонин; Стефания Л. Грин; Николай И. Дзюбенко; Андрей Н. Фролов.....  | 25 |
| Глава II/5: СОЗДАНИЕ КАРТ ПРИРОДНЫХ ЛАНДШАФТНЫХ СИСТЕМ В СРЕДЕ ГИС Chapter II/5: Creation of Maps of Natural Landscape Systems in GIS Александра А. Никифорова; Мария Э. Флейс; Максим В. Нырцов.....   | 29 |
| Глава II/6: ТЕХНОЛОГИЯ ВЫЯВЛЕНИЯ И ОПИСАНИЯ ДИНАМИЧНЫХ ПОЧВЕННЫХ ПРОЦЕССОВ СРАВНЕНИЕМ РАЗНОВРЕМЕННЫХ КАРТ ЗАСОЛЕНИЯ ПОЧВ Chapter II/6: Technology for Identification and Description of the Soil Process Dynamics by Comparison of Soil Salinity Maps of Different Survey Periods Дмитрий И. Рухович; Мария С. Симакова; Андрей Л. Куляница; Полина В. Королева; Наталья В. Калинина; Галина И. Черноусенко; Екатерина В. Вильчевская; Елена А. Долинина..... | 34 |
| Глава II/7: ПОДХОД К РАЗДЕЛЕНИЮ КАШТАНОВЫХ ПОЧВ ПО БИОКЛИМАТИЧЕСКОМУ ПОТЕНЦИАЛУ НА ОСНОВЕ КЛИМАТО-ПОЧВЕННО-ГРАНУЛОМЕТРИЧЕСКОГО КОЭФФИЦИЕНТА Chapter II/7: Approach for the Separation of Chestnut Soils According to their Bioclimatic Potential Based on a Climate-Soil-Granulometric Coefficient Наталья В. Калинина; Полина В. Королева; Мария С. Симакова; Дмитрий И. Рухович; Евгения И. Панкова; Галина И. Черноусенко .....                            | 38 |
| Глава II/8: ОЦЕНКА ИЗМЕНЕНИЙ ИНТЕНСИВНОСТИ ЭКСПЛУАТАЦИИ ПОЧВЕННО-ЗЕМЕЛЬНОГО ПОКРОВА С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ТЕХНОЛОГИИ СПЕКТРАЛЬНОЙ ОКРЕСТНОСТИ ЛИНИИ ПОЧВ Chapter II/8: Evaluation of Changes in the Intensity of Soil-Land Cover Exploitation with Use of the Spectral Neighborhood of the Soil Line Technology Полина В. Королева; Дмитрий И. Рухович; Алексей Д. Рухович; Данила Д. Рухович; Мария С. Симакова; Андрей Л. Куляница.....                          | 43 |
| Chapter II/9: IDENTIFICATION OF THE POTENTIAL AND LIMITS OF LAND AND SOIL FOR SUSTAINABLE INTENSIFICATION OF EUROPEAN AGRICULTURE Глава II/9: Идентификация потенциала и ограничений использования земель и почв для устойчивой интенсификации сельского хозяйства Европы Jasmin Schiefer; Georg J. Lair; Winfried E.H. Blum.....   | 48 |
| Глава II/10: МЕТОДЫ ПРОГНОЗИРОВАНИЯ УРОЖАЙНОСТИ ОЗИМОЙ ПШЕНИЦЫ В БАССЕЙНЕ Р. ОКИ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ РЕЛЬЕФА, КЛИМАТА И ПОЧВ Chapter II/10: Methods for Forecasting Winter Wheat Crop Productivity in the Oka River Basin with the Use of Relief, Climate and Soil Data Ольга В. Рухович.....  | 51 |
| Глава II/11: АГРОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ПОЧВ ТИПИЧНЫХ АГРОЛАНДШАФТОВ КАРЕЛИИ Chapter II/11: Agro-Ecological Evaluation of Soils in Typical Agro-Landscapes of Karelia Инна А. Дубровина .....   | 56 |

|  |     |
|--|-----|
| Глава II/12: ГРУППИРОВКА АГРОЛАНДШАФТОВ ЛЕСОСТЕПИ ПРИОБЬЯ С<br>ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ГИС НА ПРИМЕРЕ КЛЮЧЕВОГО УЧАСТКА Chapter II/12: Typisation<br>of Agrolandscapes in the Pre-Ob Forest-Steppe using GIS: Example of a Key Site Светлана Ю.<br>Капустянчик; Надежда И. Добротворская.....   | 60  |
| Chapter II/13: ESTIMATING PROPERTIES OF MINE SPOILS RELEVANT TO SOIL<br>FERTILITY IN NORTHEASTERN GERMANY Глава II/13: Оценка свойств<br>горнопромышленных отвалов в Северо-Восточной Германии, значимых для почвенного<br>плодородия Michael Haubold-Rosar; Thomas Heinkele.....  | 65  |
| Основная глава 5.2 Оценка структуры почв Main Chapter 5.2 Soil Structure Assessment.....   | 70  |
| Chapter II/14: VISUAL EVALUATION OF SOIL STRUCTURE (VESS) FOR EASY AND RAPID<br>ASSESSMENT OF SOIL STRUCTURAL QUALITY IN THE LANDSCAPE Глава II/14:<br>Визуальная оценка структуры почвы для легкой и быстрой оценки структурного качества<br>почвы в ландшафте Bruce C. Ball; Rachel M.L. Guimarães; Lars J. Munkholm; Thomas Batey;<br>Cassio A. Tormena.....  | 70  |
| Chapter II/15: A SIMPLE SOIL STRUCTURE ASSESSMENT FOR THE FARMER Глава II/15:<br>Простой метод оценки структуры почвы для фермера Joachim Brunotte; Marco Lorenz; Marion<br>Senger; Jana Erpperlein.....   | 74  |
| Глава II/16: ОЦЕНКА СТРУКТУРЫ ПОЧВЫ В КОНТЕКСТЕ ОБЩЕГО КАЧЕСТВА<br>ПОЧВЫ Chapter II/16: Soil Structure Evaluation in the Context of the Overall Soil Quality Лотар<br>Мюллер; Грэм Шепперд; Брюс Балл; Уве Шиндлер; Франк Ойленштейн; Аксель Берендт;<br>Ольга В. Рухович; Владимир А. Романенков; Майя В. Беличенко; Асхад Х. Шеуджен;<br>Людмила М. Онищенко; Абдулла С. Сапаров; Константин М. Пачикин; Азимбай Отаров;<br>Болат М. Муқанов; Чуньшэн Ху; Ларс Мункхольм; Сергей М. Лукин..... | 79  |
| Глава II/17: МИКРОТОМОГРАФИЧЕСКИЙ МЕТОД ИЗУЧЕНИЯ И ОЦЕНКИ ПОЧВЕННОЙ<br>СТРУКТУРЫ Chapter II/17: Micro-Tomographic Method of Studying and Assessment of Soil<br>Structure Елена Б. Скворцова; Евгений В. Шеин; Константин Н. Абросимов; Константин А.<br>Романенко; Кирилл М. Герке; Дмитрий В. Корост; Александр В. Дембовецкий; Андрей Л.<br>Иванов.....  | 84  |
| Основная глава 5.3 Мониторинг почв Main Chapter 5.3 Soil Monitoring.....   | 89  |
| Chapter II/18: SOIL MONITORING IN GERMANY Глава II/18: Мониторинг почв в Германии<br>Frank Glante; Marc Marx; Jörg Römbke.....   | 89  |
| Chapter II/19: LONG-TERM OBSERVATION OF SOILS WITHIN THE SWISS SOIL<br>MONITORING NETWORK NABO Глава II/19: Долгосрочные наблюдения почв в<br>Швейцарской сети мониторинга почв NABO Andreas Gubler; Daniel Wächter; Peter Schwab;<br>Anna Hug; Reto Meuli; Armin Keller .....   | 94  |
| Chapter II/20: REDUCING LAND TAKE FOR SETTLEMENTS AND TRANSPORT<br>INFRASTRUCTURES – GOALS AND MONITORING ON THE PATH TO SUSTAINABLE<br>LAND USE Глава II/20: Сокращение изъятия земель для населенных пунктов и транспортной<br>инфраструктуры: цели и мониторинг на пути к устойчивому землепользованию Gertrude<br>Penn-Bressel .....   | 99  |
| Глава II/21: ПРАКТИКА ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ГЕОИНФОРМАЦИОННЫХ СИСТЕМ ПРИ<br>ПРОВЕДЕНИИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА АГРОЛАНДШАФТОВ Chapter II/21:<br>The Practice of Using Geo-Information Systems for Ecological Monitoring of Agricultural<br>Landscapes Сергей В. Лукин; Илья Г. Костин.....  | 104 |
| Глава II/22: ПОЛУЧЕНИЕ УЛУЧШЕННОЙ ОЦЕНКИ ЗАПАСОВ ПОЧВЕННОГО<br>УГЛЕРОДА В ТУНДРЕ И ЛЕСОТУНДРЕ СЕВЕРО-ВОСТОКА ЕВРОПЕЙСКОЙ РОССИИ<br>Chapter II/22: Obtaining Enhanced Estimates of Soil Organic Carbon in Tundra and Forest Tundra<br>for North-East of European Russia Петр А. Шарый; Лариса С. Шарая; Александр В. Пастухов;<br>Дмитрий А. Каверин.....   | 108 |
| Глава II/23: ТРЕНДЫ ГУМУСНОГО СОСТОЯНИЯ ЗАЛЕЖНЫХ АГРОПОЧВ<br>СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЛАНДШАФТОВ КРАСНОЯРСКОГО КРАЯ Chapter II/23:   |     |

|  |     |
|--|-----|
| Trends of the Humus Status of Set-Aside Soils in Agricultural Landscapes of the Krasnoyarsk Region Александр А. Шпедт; Юрий Н. Трубников .....   | 113 |
| Глава II/24: МОРФОЛОГИЧЕСКИЕ, ФИЗИЧЕСКИЕ И ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА ПОЧВ РИСОВЫХ АГРОЛАНДШАФТОВ КУБАНИ Chapter II/24: Morphological, Physical and Physico-Chemical Properties of Soils in Rice Agrolandscapes of the Kuban Асхад Х. Шеуджен; Оксана А. Гуторова; Лотар Мюллер; Уве Шиндлер .....   | 118 |
| Глава II/25: АГРОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ПОЧВ В УСЛОВИЯХ РИСОВОДСТВА Chapter II/25: Agroecological Evaluation of Soils under Rice Cropping Татьяна Ф. Бочко; Ирина А. Гергель .....   | 122 |
| Глава II/26: СОСТОЯНИЕ ПОЧВ ПОСЛЕ ДЛИТЕЛЬНОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ МИНЕРАЛЬНЫХ УДОБРЕНИЙ НА ВЫЩЕЛОЧЕННЫХ ЧЕРНОЗЕМАХ В АГРОЛАНДШАФТЕ ЗАПАДНОГО КАВКАЗА Chapter II/26: Soil Status after Long-Term Use of Mineral Fertilizers on Leached Chernozems in the Agrolandscape of the Western Pre-Caucasus Асхад Х. Шеуджен; Людмила М. Онищенко; Татьяна Н. Бондарева; Виктория В. Дроздова; Иван А. Лебедевский ..... | 126 |
| Глава II/27: ИЗМЕНЕНИЕ АГРОХИМИЧЕСКИХ СВОЙСТВ ЧЕРНОЗЕМА ОБЫКНОВЕННОГО ПРИ ДЛИТЕЛЬНОМ ПРИМЕНЕНИИ МИНЕРАЛЬНЫХ УДОБРЕНИЙ Chapter II/27: Change of Agrochemical Properties of Ordinary Chernozems under the Long-Term Application of Mineral Fertilizers Евгения И. Годунова; Надежда Н. Шаповалова; Елена А. Менькина .....   | 131 |
| Глава II/28: МОНИТОРИНГ ВНЕСЕНИЯ УДОБРЕНИЙ И ПЛОДОРОДИЯ ПОЧВ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЛАНДШАФТОВ АЗЕРБАЙДЖАНА Chapter II/28: Monitoring Fertilization and Soil Fertility in Agricultural Landscapes of Azerbaijan Гошгар Мамедов .....   | 136 |
| Часть 6 Оценка деградации почв Part 6 Assessing Soil Degradation .....   | 140 |
| Основная глава 6.1 Концепции и индикаторы Main Chapter 6.1 Concepts and Indicators .....   | 140 |
| Chapter II/29: DETERMINATION OF THE BIOLOGICAL QUALITY OF POTENTIALLY CONTAMINATED SOILS BASED ON ECOTOXICOLOGICAL TESTS Глава II/29: Определение биологического качества потенциально загрязненных почв на основе экотоксикологических тестов Jörg Römbke .....   | 140 |
| Глава II/30: ОЦЕНКА ЭКОТОКСИЧНОСТИ ПОЧВ И ПОЧВОГРУНТОВ ПРОМЫШЛЕННЫХ ЗОН МЕТОДАМИ ФИТОТЕСТИРОВАНИЯ Chapter II/30: Ecotoxicity Assessment of Soils in Industrial Areas by Phyto-Tests Тамара В. Бардина; Валерий В. Кулибаба; Виктория И. Бардина .....  | 145 |
| Глава II/31: ПРОБЛЕМА АГРОДЕГРАДАЦИИ РУССКИХ ЧЕРНОЗЕМОВ: ПРИЧИНЫ, ПРОГНОЗ, ПОИСК РЕШЕНИЙ Chapter II/31: The Problem of Agrodegradation of Russian Chernozems: Causes, Prognosis, Search for Solutions Андрей В. Смагин .....   | 150 |
| Глава II/32: СТРУКТУРНЫЙ МЕТОД ОЦЕНКИ СТЕПЕНИ ДЕГРАДАЦИИ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЗЕМЕЛЬ Chapter II/32: A Structural Method for Assessing the Degree of Land Degradation Дмитрий А. Иванов; Николай Г. Ковалев .....   | 155 |
| Глава II/33: ОЦЕНКА СТЕПЕНИ ДЕГРАДАЦИИ ПОЧВ И ВОССТАНОВЛЕНИЕ ИХ ЭНЕРГЕТИЧЕСКОЙ ФУНКЦИИ Chapter II/33: Estimation of Soil Degradation and its Energy Function Restoring Людмила В. Кирейчева .....  | 160 |
| Глава II/34: КЛАССИФИКАЦИЯ ДЕГРАДАЦИИ ПОЧВ СТЕПНЫХ АГРОЛАНДШАФТОВ ПРИ ОРОШЕНИИ Chapter II/34: Degradation of Steppe Soils of Cultivated Agrolandscapes under Irrigation Владимир Г. Мамонтов .....   | 165 |
| Глава II/35: ПОДХОД К ОЦЕНКЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА АГРОЭКОСИСТЕМЫ Chapter II/35: Approach for the Assessment of Impacts on Agroecosystems Любовь В. Помазкина .....   | 170 |
| Глава II/36: ЗАКОНОМЕРНОСТИ ПРОСТРАНСТВЕННОЙ ОРГАНИЗАЦИИ РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА ЮГО-ВОСТОКА ЗАПАДНО-СИБИРСКОЙ РАВНИНЫ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ КЛИМАТИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ И РЕЛЬЕФА ТЕРРИТОРИИ Chapter II/36: Regularities of the Spatial Organization of Vegetation Cover in the South-East of the   |     |

|   |     |
|---|-----|
| West Siberian Plain, Depending on Climatic Parameters and Topography Иван Д. Зольников; Андрей Ю. Королук; Надежда В. Глушкова; Дарья А. Чупина .....   | 173 |
| Chapter II/37: LANDSCAPE-GEOCHEMICAL PRINCIPLES OF MAPPING OF SOIL DEGRADATION AND POLLUTION (THE EXAMPLE OF THE BASIN OF LAKE BAIKAL)<br>Глава II/37: Ландшафтно-геохимические принципы картографирования деградации и загрязнения почв (на примере бассейна озера Байкал) Irina A. Belozertseva; Andrey A. Sorokovoy; Dangaa Enkhtaivan ..... | 177 |
| ГЛАВА II/38: ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ТЕХНОГЕННО НАРУШЕННЫХ ПОЧВ В АГРОЛАНДШАФТЕ Chapter II/38: Evaluation of the Status of Technogenically Disturbed Soils in the Agrolandscape Вера И. Титова.....  | 181 |
| Основная глава 6.2 Загрязнение почв Main Chapter 6.2 Soil Contamination .....   | 185 |
| Chapter II/39: ASSESSMENT OF CONTAMINANTS IN AGRICULTURAL SOILS IN THE CZECH REPUBLIC Глава II/39: Оценка загрязнителей в почвах сельскохозяйственных угодий в Чешской Республике Šárka Poláková; Milan Sářka; Radim Vácha .....  | 185 |
| Глава II/40: РАДИОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ПОЧВ ЗЕМЕЛЬ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОГО НАЗНАЧЕНИЯ КРАСНОДАРСКОГО КРАЯ Chapter II/40: Radiological Monitoring of Agricultural Soils in the Krasnodar Region Павел М. Орлов; Михаил И. Лунёв; Виктор Г. Сычёв .....  | 190 |
| Глава II/41: СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВАХ РИСОВЫХ АГРОЛАНДШАФТОВ И ИХ ОЦЕНКА Chapter II/41: Content of Heavy Metals and their Evaluation in Soils of Rice Agrolandscapes Азимбай Отаров; Айгуль Устемирова; Молдир Полатова .....   | 193 |
| Глава II/42: ВАЛОВЫЕ ФОРМЫ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВАХ АГРОЛАНДШАФТОВ ПОВОЛЖЬЯ Chapter II/42: Total Contents of Heavy Metals in Soils of Agrolandscapes in the Volga Region Виктор В. Пронько; Дмитрий Ю. Журавлев; Вера С. Ескова; Татьяна М. Ярошенко; Надежда Ф. Климова.....  | 198 |
| Глава II/43: РЕЗУЛЬТАТЫ ДЛИТЕЛЬНОГО МОНИТОРИНГА СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ЛАНДШАФТАХ САРАТОВСКОЙ ОБЛАСТИ Chapter II/43: Results of Long-Term Monitoring of Heavy Metals in Landscapes of the Saratov Region Сергей С. Деревягин ...   | 202 |
| Chapter II/44: ECOLOGICAL RATIONING OF TECHNOGENIC LOADS OF SOILS IN THE INFLUENCE AREA OF AN ALUMINUM SMELTER IN SIBERIA Глава II/44: Экологическое нормирование техногенной нагрузки на почвы в зоне влияния алюминиевого завода в Сибири Irina A. Belozertseva .....   | 206 |
| Глава II/45: МЕТОД ИЗМЕРЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВ НЕФТЕПРОДУКТАМИ Chapter II/45: Method of Measuring Oil Contamination of Soils Клара Г. Панкратова; Владимир И. Щелоков; Галина А. Ступакова; Елена Э. Игнатьева.....  | 212 |
| Глава II/46: ЗАГРЯЗНЕНИЕ СТЕПНЫХ ЛАНДШАФТОВ ФТОРИДАМИ ПРИ ПРИЗВОДСТВЕ АЛЮМИНИЯ Глава II/46: Pollution of Steppe Landscapes by Fluorides in the Production of Aluminum Нина Д. Давыдова .....  | 215 |
| Глава II/47: ФОРМИРОВАНИЕ ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫХ ЛАНДШАФТОВ ПРИ РАЗРАБОТКЕ МЕСТОРОЖДЕНИЯ КАЛИЙНЫХ СОЛЕЙ Chapter II/47: Formation of Natural-Technogenic Landscapes at Potash Mining Deposits Елена А. Хайрулина; Лариса В. Новоселова; Игорь Е. Шестаков; Анна А. Богущ .....   | 220 |
| Основная глава 6.3 Эрозия почв Main Chapter 6.3 Soil Erosion .....  | 224 |
| Глава II/48: ИЗМЕРЕНИЕ И ОЦЕНКА ЭРОЗИИ ПОЧВ В РЕЗУЛЬТАТЕ СНЕГОТАЯНИЯ Chapter II/48: Measuring and Assessing Snowmelt Erosion Александр С. Чумбаев; Анатолий А. Танасиенко.....  | 224 |
| Глава II/49: ОЦЕНКА ТЕМПОВ ЭРОЗИИ ПОЧВ В РАЗЛИЧНЫХ ЛАНДШАФТНЫХ ЗОНАХ ЕВРОПЕЙСКОЙ ЧАСТИ РОССИИ Chapter II/49: Evaluation of Soil Erosion Rates in Different Landscape Zones of the European Part of Russia Валентин Голосов; Леонид Литвин .....   | 229 |

|  |     |
|--|-----|
| Chapter II/50: RISK ASSESSMENT OF SOIL EROSION BY WATER Глава II/50: Оценка риска водной эрозии почв Volker Prasuhn; Hanspeter Liniger .....   | 234 |
| Chapter II/51: QUANTIFICATION OF WATER EROSION IN THE LANDSCAPE Глава II/51: Количественная оценка водной эрозии в ландшафте Detlef Deumlich .....   | 238 |
| Chapter II/52: MEASUREMENT METHODS FOR TILLAGE EROSION EFFECTS ON WATER EROSION IN A STEEP SLOPE LANDSCAPE Глава II/52: Методы измерения эффектов перемещения почвы при обработке на водную эрозию в ландшафтах крутых склонов Jianhui Zhang; Yong Wang; Zehong Zhang; Zhengan Su .....                        | 243 |
| Chapter II/53: QUANTIFYING THE EFFECTS OF TILLAGE ON WATER EROSION Глава II/53: Количественное определение эффектов обработки почвы на водную эрозию Jianhui Zhang; Yong Wang; Zehong Zhang; Zhengan Su; Lizhi Jia .....   | 247 |
| Chapter II/54: HOW THE CHANGED CLIMATE INFLUENCES SOIL EROSION PROCESSES? A HIGH-RESOLUTION PROJECTION ON CATCHMENT SCALE Глава II/54: Как изменения климата влияют на процессы эрозии почв? Прогнозная модель высокого разрешения в масштабе водосбора Anne Routschek; Jürgen Schmidt; Frank Kreienkamp ..... | 251 |
| Глава II/55: ДЕГРАДАЦИЯ ПОЧВ ВЫСОКОГОРНЫХ ЛАНДШАФТОВ СЕВЕРО-ВОСТОЧНОГО СКЛОНА БОЛЬШОГО КАВКАЗА Chapter II/55: Soil Degradation of Highland Landscapes of Northeast Slope in the Big Caucasus Джасарат А. Шабанов; Татьяна А. Холина .....  | 256 |
| Глава II/56: АНАЛИЗ ЭРОЗИИ И СЕДИМЕНТАЦИИ В БАССЕЙНАХ МАЛЫХ РЕК Chapter II/56: Analysing Erosion and Sedimentation in Small River Basins Николай В. Коломийцев; Борис И. Корженевский.....   | 261 |
| Chapter II/57: GROUND-BASED MEASUREMENT OF AEOLIAN DUST DEPOSITION IN THE ARAL SEA REGION Глава II/57: Наземные измерения эолового отложения пыли в Аральском регионе Michael Groll; Christian Opp; Oleg Semenov; Alexander Sharov.....  | 265 |
| Глава II/58: ОЦЕНКА ТРЕНДОВ ЭРОДИРУЕМЫХ ЧЕРНОЗЕМОВ ПАХОТНЫХ ЗЕМЕЛЬ ЦЕНТРАЛЬНО-ЧЕРНОЗЕМНОГО РАЙОНА Chapter II/58: Evaluation of Soil Erodibility Trends on Croplands of the Central Chernozem Region Юрий П. Сухановский; Анастасия В. Прущик; Светлана И. Санжарова .....                                      | 270 |
| Основная глава 6.4 Уплотнение почв Main Chapter 6.4 Soil Compaction.....   | 274 |
| Chapter II/59: APPROACHES TOWARDS UNDERSTANDING SOIL COMPACTION PROCESSES Глава II/59: Подходы к пониманию процессов уплотнения почвы Thomas Keller; Mathieu Lamandé; Mojtaba Naderi-Boldaji; Renato Paiva de Lima.....  | 274 |
| Chapter II/60: ANALYSIS AND MODELING OF FIELD TRAFFIC INTENSITY IN FARMING LANDSCAPES USING GIS Глава II/60: Анализ и моделирование интенсивности движения сельскохозяйственной техники на полях в агроландшафтах с использованием ГИС Joachim Brunotte; Rainer Duttmann; Katja Augustin; Michael Kuhwald..... | 279 |
| Глава II/61: ОГРАНИЧЕНИЕ УПЛОТНЯЮЩЕГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ТЕХНИКИ НА ПОЧВУ Chapter II/61: Restricting Compaction Effects of Agricultural Machinery on Soil Иван И. Гуреев .....  | 284 |
| Основная глава 6.5 Потери углерода почв Main Chapter 6.5 Soil Carbon Losses .....  | 289 |
| Глава II/62: СОСТОЯНИЕ И ПЕРСПЕКТИВЫ ОХРАНЫ И ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ТОРФЯНЫХ ПОЧВ РОССИИ Chapter II/62: Status and Prospects of Protection and Use of Peat Soils in Russia Сергей М. Лукин; Татьяна Ю. Анисимова.....  | 289 |
| Глава II/63: ДЕГРАДАЦИЯ КАШТАНОВЫХ ПОЧВ В АГРОЛАНДШАФТАХ СУХОЙ СТЕПИ ПОВОЛЖЬЯ Chapter II/63: Degradation of Chestnut Soils in Agrolandscapes of the Dry Steppe in the Volga Region Виктор В. Пронько; Дмитрий Ю. Журавлев; Вера С. Ескова; Татьяна М. Ярошенко; Надежда Ф. Климова.....                        | 293 |
| Глава II/64: ДЕГРАДАЦИЯ ЧЕРНОЗЕМНЫХ ПОЧВ В АГРОЛАНДШАФТАХ СТЕПНОГО ПОВОЛЖЬЯ Chapter II/64: Degradation of Chernozems in Agrolandscapes of the Steppe Volga   |     |

|  |     |
|--|-----|
| Region Виктор В. Пронько; Дмитрий Ю. Журавлев; Татьяна М. Ярошенко; Надежда Ф. Климова .....   | 298 |
| Глава II/65: ИЗМЕНЕНИЕ ПЛОДОРОДИЯ ПОЧВ АГРОЛАНДШАФТОВ САРАТОВСКОГО ЗАВОЛЖЬЯ ПРИ ДЛИТЕЛЬНОМ ОРОШЕНИИ Chapter II/65: The Change of Soil Fertility of Agrolandscapes in the Saratov Zavolzhye Region due to Long-Term Irrigation Нина А. Пронько .....  | 302 |
| Глава II/66: ДЕГРАДАЦИОННЫЕ ПРОЦЕССЫ В МЕЛИОРИРОВАННЫХ НИЗИННЫХ ТОРФЯНЫХ ПОЧВАХ ЛАНДШАФТОВ ЯХРОМСКОЙ ДОЛИНЫ Chapter II/66: Degradation Processes in Reclaimed Peat Bogs of Landscapes in the Yachroma Valley Галина Ю. Рабинович; Евгения В. Широкова; Лев А. Поздняков; Антонина Д. Позднякова; Ольга Н. Анциферова; Татьяна Н. Пантелеева.....                                     | 306 |
| Основная глава 6.6 Салинизация и опустынивание Main Chapter 6.6 Salinization and Desertification.....  | 310 |
| Chapter II/67: METHODS FOR QUANTIFYING AND MONITORING SOIL SALINITY, SODICITY AND ALKALINITY Глава II/67: Методы количественного определения и мониторинга щелочности, содержания соды и растворимых солей в почвах Tibor Tóth.....  | 310 |
| Глава II/68: ДИАГНОСТИКА ДИНАМИКИ ОПУСТЫНИВАНИЯ АРИДНЫХ ЛАНДШАФТОВ МОНГОЛИИ ПО MODIS ДАННЫМ Chapter II/68: Diagnosis of the Desertification Dynamics of Arid Landscapes in Mongolia from MODIS Data Александр Н. Золотокрылин; Татьяна Б. Титкова .....  | 315 |
| Глава II/69: СИСТЕМА ИНДИКАТОРОВ И ОЦЕНКА ПРОЦЕССОВ ОПУСТЫНИВАНИЯ В СЕВЕРНОЙ ЧАСТИ КУЛУНДИНСКОЙ СТЕПИ (ЗАПАДНАЯ СИБИРЬ) Chapter II/69: Indicator System and Assessment of Desertification Processes within the Northern Kulunda Steppe in Western Siberia Вера Шрайнер; Бургхард Мейер.....  | 319 |
| Глава II/70: ДИНАМИКА СВОЙСТВ ПОЧВЫ ПРИ КРАТКОВРЕМЕННОЙ ИЗОЛЯЦИИ ДЕГРАДИРОВАННОГО ПАСТБИЩА В КРИОЛИТОЗОНЕ Chapter II/70: Dynamics of Soil Properties of Degraded Pasture in the Permafrost Zone after Short-Term Exclusion from the Grazing Regime Альбина А. Данилова; Григорий Н. Саввинов; Петр П. Данилов; Людмила Д. Гаврильева; Марта И. Ксенофонтова; Алексей А. Петров ..... | 324 |
| Часть 7 Мониторинг водных ресурсов и качества Part 7 Water Resource and Quality Monitoring...  | 329 |
| Основная глава 7.1 Водные ресурсы и использование Main Chapter 7.1 Water Resources and Utilisation.....  | 329 |
| Chapter II/71: HYDROGEOLOGY OF ROCK GLACIERS - STORAGE CAPACITY AND DRAINAGE DYNAMICS - AN OVERVIEW Глава II/71: Гидрогеология каменных глетчеров: емкость и динамика стока. Обзор Gerfried Winkler; Thomas Wagner; Karl Krainer; Markus Ribis; Stefan Hergarten.....  | 329 |
| Глава II/72: ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ РЕСПУБЛИКИ ТАДЖИКИСТАН И ПУТИ ИХ РАЦИОНАЛЬНОГО УПРАВЛЕНИЯ И ИСПОЛЬЗОВАНИЯ Chapter II/72: Water Resources of the Republic of Tajikistan and Ways of their Rational Management and Use Исломкул И. Икромов; Илхом И. Икромов; Ф. Икромии .....   | 334 |
| Глава II/73: ПРОГНОЗ ИЗМЕНЕНИЯ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ БЕЛАРУСИ С УЧЕТОМ ИЗМЕНЕНИЯ КЛИМАТА Chapter II/73: Forecast of Changes in Water Resources of Belarus with Consideration of Climate Change Александр А. Волчек; Владимир Н. Корнеев; Сергей И. Парфомук.....   | 340 |
| Глава II/74: ПРОГНОЗ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ И ВОДОСНАБЖЕНИЯ УКРАИНЫ Chapter II/74: Prognosis of Water Resource and Water Supply of the Ukraine Сергей Снежко; Юлий Дидовец.....   | 345 |
| Chapter II/75: MAPPING GROUNDWATER RECHARGE RATES UNDER SEMI-ARID CONDITIONS Глава II/75: Картирование скорости обмена подземных вод в условиях семиаридного климата Volker Hennings .....   | 350 |

|   |     |
|---|-----|
| Основная глава 7.2 Анализ химических параметров Main Chapter 7.2 Analysing Chemical Parameters.....   | 354 |
| Глава II/76: ОЦЕНКА ПОСЛЕДСТВИЙ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ РЕК В ЕВРОПЕЙСКОЙ ЧАСТИ РОССИИ Chapter II/76: Assessment of Anthropogene Impacts on the Ecological State of Rivers in European Russia Ольга С. Решетняк .....   | 354 |
| Глава II/77: ЛАНДШАФТНАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА РЕЧНЫХ ВОД ЕВРОПЕЙСКОЙ ЧАСТИ РОССИИ Chapter II/77: Landscape Variability of Chemical Composition of River Waters in European Russia Ольга С. Решетняк .....   | 359 |
| Chapter II/78: AN LC-HESI-MS/MS METHOD FOR THE ANALYSIS OF GLYPHOSATE AND AMINOMETHYRNOSPHONIC ACID IN SALTWATER MATRICES Глава II/78: Метод ЖХ-МС/МС с высокотемпературной электрораспылительной ионизацией для определения глифосата и аминометилфосфоновой кислоты в водно-солевых матрицах Wael Skeff; Detlef E. Schulz-Bull.....                           | 364 |
| Chapter II/79: MODEL-BASED ANALYSIS OF WATER POLLUTION BY HUMAN PHARMACEUTICALS AT THE LANDSCAPE SCALE Глава II/79: Анализ загрязнения воды фармацевтическими продуктами в масштабе ландшафта с помощью моделирования Björn Tetzlaff; Dieter Steffen .....  | 369 |
| Глава II/80: ОЦЕНКА И МОНИТОРИНГ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ МИКРОПЛАСТИКОМ Chapter II/80: Assessing and Monitoring of Microplastic in Waters Василий Д. Казмирук; Тамара Н. Казмирук.....  | 373 |
| Основная глава 7.3 Биологические параметры качества воды Main Chapter 7.3 Biological Parameters of Water Quality.....   | 378 |
| Глава II/81: ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМОВ ПО ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИМ И ГИДРОХИМИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ Chapter II/81: Assessment of the Ecological State of Waterbodies by Hydrobiological and Hydrochemical Indicators Надежда И. Ермолаева; Дмитрий М. Безматерных; Серафима Я. Двуреченская; Евгения Ю. Зарубина; София С. Барина; Роман Е. Романов ..... | 378 |
| Глава II/82: ИНДЕКС БИОИНДИКАЦИИ КАЧЕСТВА ВОДЫ МАЛЫХ РЕК ГОРНОГО ЛАНДШАФТА СИБИРИ Chapter II/82: Bio-Indication Index for the Water Quality of Small Rivers of Mountain Landscape of Siberia Анна В. Андрианова .....   | 382 |
| Глава II/83: ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ В ПРИРОДНЫХ ЛАНДШАФТАХ ПО СООБЩЕСТВАМ ВОДОРΟΣЛЕЙ Chapter II/83: Ecological Assessment of Water Quality in Natural Landscapes by Algal Communities София Барина .....  | 387 |
| Глава II/84: МОНИТОРИНГ КАЧЕСТВА ВОДНЫХ РЕСУРСОВ В ЛАНДШАФТАХ ЕВРОПЕЙСКОГО СЕВЕРО-ВОСТОКА РОССИИ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ДИАТОМОВЫХ ВОДОРΟΣЛЕЙ Chapter II/84: Monitoring of Water Quality in Landscapes of European North-East of Russia by Using Diatoms Ангелина С. Стенина .....  | 391 |
| Chapter II/85: EVALUATION OF ALPINE AND OTHER SPRINGS BASED ON THEIR DIATOM AND NEMATODE COMMUNITIES Глава II/85: Оценка горных и других источников на основе сообществ диатомовых водорослей и нематод Ursula Eisendle-Flöckner; Maurizio Battegazzore .....   | 395 |
| Chapter II/86: ANALYSING EFFECTS OF LANDSCAPE CHARACTERISTICS ON THE HYDROBIOTA STRUCTURE IN SMALL WATER BODIES Глава II/86: Анализ влияния характеристик ландшафта на структуру гидробиоты в малых водоемах Tomasz Joniak; Natalia Kuczyńska-Kippen; Barbara Nagengast; Michał Rybak .....   | 400 |
| Основная глава 7.4 Комбинированные исследования Main Chapter 7.4 Combined Studies.....  | 405 |
| Глава II/87: ОЦЕНКА ВОДНЫХ РЕСУРСОВ В ЦЕНТРАЛЬНОЙ АЗИИ МЕТОДАМИ ДИСТАНЦИОННОГО ЗОНДИРОВАНИЯ. Chapter II/87: Water Resources Monitoring Using Remote Sensing Data in Central Asia Аброр Гафуров; Алия Нурбадина; Ольга Калашникова .....   | 405 |

|   |     |
|---|-----|
| Глава II/88: ГИДРОЛОГИЧЕСКИЕ ИЗМЕНЕНИЯ В ЛЕДНИКОВЫХ БАССЕЙНАХ<br>Р.ТАРИМ, ЦЕНТРАЛЬНАЯ АЗИЯ: НАБЛЮДАЕМЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ РАСХОДОВ ВОДЫ И<br>ОЦЕНКА БУДУЩИХ ИЗМЕНЕНИЙ Chapter II/88:Hydrological Change in Glacier Covered<br>Headwater Catchments of the Tarim River, Central Asia: Observed Streamflow Changes and Future<br>Projections Doris Duethmann; Sergiy Vorogushyn; Daniel Farinotti; Christoph Menz; Bruno Merz;<br>David Kriegel; Tobias Bolch; Tino Pieczonka; Tong Jiang; Buda Su; Andreas Güntner ..... | 410 |
| Глава II/89: ТЕХНОГЕННЫЕ ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ ПОТОКИ В ГОРОДСКОЙ СРЕДЕ И<br>РИСК ЗАГРЯЗНЕНИЯ РЕК БЕЛАРУСИ Chapter II/89: Technogenic Hydrochemical Flow of<br>Pollutants in the Urban Environment and Risk of Rivers Pollution in Belarus Ольга В. Кадацкая;<br>Елена В. Санец; Елена П. Овчарова .....  | 415 |
| Глава II/90: ИНДИКАЦИЯ ИЗМЕНЕНИЙ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ И УРОВНЯ<br>АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ОЗЕРНЫЕ ЛАНДШАФТЫ ПО ДОННЫМ<br>ОТЛОЖЕНИЯМ ОЗЕР: НОВЫЙ МЕТОДИЧЕСКИЙ ПОДХОД Chapter II/90: Indication of<br>Natural and Anthropogenic Loads on Lakes Landscapes by Analyses of Lake Sediments: A New<br>Methodical Approach Татьяна В. Сапелко .....   | 420 |
| Глава II/91: ВЛИЯНИЕ АНТРОПОГЕННОЙ ТРАНСФОРМАЦИИ ЛАНДШАФТОВ НА<br>ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ОЗЕРНЫХ ГЕОСИСТЕМ БЕЛОРУССКОГО<br>ПООЗЕРЬЯ Chapter II/91: Impact of Anthropogenic Landscape Transformation on the Ecological<br>State of Lake Geo-Systems in Belarus Наталья В. Гагина; Валерий А. Бакарасов; Борис П.<br>Власов; Наталья Д. Грищенкова.....   | 425 |
| Chapter II/92: ECOHYDROLOGY: A CONCEPT AND MANAGEMENT TOOL FOR<br>EUROPEAN WATERBODIES Глава II/92: Экогидрология: концепция и инструмент<br>управления водоемами Европы Maciej Zalewski; Agnieszka Bednarek .....  | 430 |
| Глава II/93: ЛАНДШАФТНАЯ ЭКОЛИМНОЛОГИЯ Chapter II/93: Landscape's Ecolimnology<br>Дмитрий В. Севастьянов .....  | 434 |
| Chapter II/94: WATER QUALITY IN SIBERIAN LOWLAND CATCHMENTS –<br>MEASUREMENT CAMPAIGNS AND ASSESSMENT Глава II/94: Качество воды в низменных<br>водосборах Сибири: циклы измерений и оценка Jens Kiesel; Yvonne Conrad; Hasmik<br>Marciniak; Artyom Sheludkov; Katya Abramenko; Matthias Conrad; Nikolai Tretyakov; Tatyana<br>Veshkurseva; Vitaliy Khoroshavin; Andrei Tolstikov; Britta Schmalz; Nicola Fohrer .....  | 438 |
| Chapter II/95: NUTRIENT FLUXES IN LANDSCAPES OF NORTHEASTERN GERMANY<br>Глава II/95: Потоки элементов питания в ландшафтах северо-восточной Германии Petra<br>Kahle; Andreas Bauwe; Bernd Lennartz .....  | 443 |
| Глава II/96: ПРИНЦИПЫ КЛАССИФИКАЦИИ ПОДВОДНЫХ ЛАНДШАФТОВ МОРСКИХ<br>МЕЛКОВОДИЙ Chapter II/96: Classification Principles for Sea Shoal's Landscapes Наталья Н.<br>Митина.....  | 447 |



|                   |  |
|-------------------|--|
| Том II<br>Vol. II | Изучение и мониторинг процессов в почвах и водных объектах<br>Understanding and Monitoring Processes in Soils and Water Bodies |
|-------------------|--|

**Часть 5 Оценка почвенных ресурсов и качества**  
**Part 5 Assessing Soil Resources and Quality**

**Основная глава 5.1 Оценка почв, классификация и картография**  
**Main Chapter 5.1 Soil Evaluation, Classification and Mapping**

**Chapter II/1: UPDATES OF THE RUSSIAN SOIL CLASSIFICATION SYSTEM**  
**Глава II/1: Обновленная классификация почв России**

**Maria Gerasimova**

DOI 10.25680/9874.2018.63.37.098

Email: [maria.i.gerasimova@gmail.com](mailto:maria.i.gerasimova@gmail.com)

Moscow Lomonosov State University, Faculty of Geography, Leninskie Gory 1, Moscow 119991, Russia

V.V.Dokuchaev Soil Science Institute, Pyzhevskiy pereulok 7, Moscow 117047, Russia.

**ABSTRACT.** Each classification system is changing in accordance with the knowledge acquired and concepts evolving. Drastic change in the field of national soil classification was the development of a new system oriented on soil properties (1997-2004-2008) and embracing many soils including the agrogenic ones classified in a new way by the systems of diagnostic horizons. The ‘old’ ecological-genetic system (1977) was made for farming-suitable soils of the USSR, hence, did not include the majority of soils of Siberia. Minor current changes in the new system presume improving definitions and adding new diagnostic elements, mostly genetic features without violating the logics and structure of the classification. An important recent addition was the introduction of technogenic diagnostic horizons and qualifiers, as well as some special qualifiers disclosing specifics of illuviation, humus accumulation, differentiating pedoturbations, accounting for the effects of fires; the taxonomic functions of qualifiers are enlarged. The new system is approaching the international one – WRB owing to concurrence of principles and diagnostic tools, although their direct correlation needs further efforts.

**Резюме.** Каждая классификация меняется со временем, отражая новые идеи и новую информацию. Существенные изменения в отечественном классификационном поле – смена факторно-генетической парадигмы на субстантивно-генетическую, результатом чего является «новая» классификация почв России (1997-2004-2008), основанная на учете диагностических горизонтов и генетических признаков. К её новым элементам относится разделение агрогенных почв и расширение объектов классифицирования, поскольку «старая» система (1977) включала только пригодные для земледелия почвы СССР. Текущие изменения касаются совершенствования определений и критериев диагностических элементов, введения новых элементов, преимущественно признаков, сохраняя принципы и структуру системы. Важным дополнением является разработка техногенного блока, в частности, городских почв. Предлагается снять ограничения с использования генетических признаков, а также ввести дополнительные для особенностей иллювиирования, педотурбаций, постпирогенных свойств. Новая классификация имеет общие черты с международной системой WRB, однако прямой перевод почв из одной системы в другую невозможен, и корреляция требует дальнейших усилий.

**KEYWORDS:** Traditional and new soil classification systems in USSR/Russia, diagnostic tools, changes, step to WRB

**Ключевые слова:** Традиционные и новая классификации почв СССР/России, диагностические горизонты и признаки, шаг к WRB

## INTRODUCTION

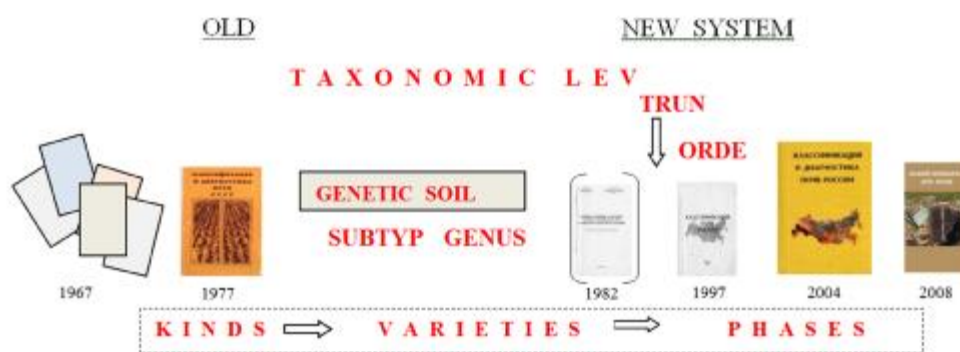
Father of the American soil classification Guy Smith wrote: “A classification system should be dynamic, in the sense that it should be continuously used and in the process continuously tested. You must remember that a classification is a creation of man and is a reflection of the state of knowledge at that time and the uses that were intended at that time. Both of these may and will change, and the system should be able to accommodate these changes. If not, it becomes decadent.” The American system – Soil Taxonomy, has 12 issues named approximations (1954-2013); the Russian classification has 2 issues made in a traditional way (1967, 1977), and 3 new versions (1997, 2004, 2008). Similar are the key dates for the International soil classification system (WRB), namely, 1998, 2006, and 2014 [1].

Drastic changes in classifications are required by the shifts in concepts and/or new knowledge gained or facts discovered, hence, principles and taxonomic structure are modified; minor changes comprise reformulating the definitions of criteria or moving quantitative limits to improve soil diagnostics, editing the descriptions of objects classified – soil units of any taxonomic level, including new objects into the system, and/or relocating soil units in the taxonomic field.

In the evolution of soil classification in Russia (and Soviet Union), a drastic change meant transition from the traditional zonal approach implemented in the official ‘old systems’ of 1967/ 1977 to the properties-oriented approach in the new system [2, 3]. Minor changes presume successive updating of three versions of the new system; proposals to the last version of 2008 [4] are now scrutinized. The most complete was the version of 2004 [5]: it contained descriptions of soils at a rather low (subtype) level, and some analytical data, whereas the version of 2008 is intended for field diagnostics. However, it is more advanced in terms of updating. In this paper, advantages and limitations in using old and new systems are shown, as well as trends in updating the new system.

## MATERIAL AND METHODS

The official factor-oriented (zonal) genetic *Classification and Diagnostics of Soils of the USSR (1977)* remains rather popular until now, although it embraces only soils of agricultural areas. Its upper taxon is genetic soil type, strictly corresponding to a certain zone; the dependence on ‘bioclimatic’ conditions is dominating the next level: subtypes – subzonal and facies – are identified by hydrothermal parameters. Properties of soil profiles are of minor diagnostic importance, and the system of soil horizons is indistinct. The new system – *Classification and Diagnostics of Soils of Russia (2004)*, which precursor was the draft proposed by V.Fridland in 1982, is oriented on soil properties implemented in the systems of diagnostic horizons and genetic properties; choice and definitions of these diagnostic tools is controlled by pedogenetic concepts. Soil type remains the central unit of the new system, but it is identified by combinations of diagnostic horizons without addressing to soil-forming agents. There are two above-type categories in the taxonomic structure, so it is more complicated than the former one. Lower taxonomic levels, partly based on quantitative criteria remained the same (Figure 1).



**Figure 1** – Taxonomic levels in the series of Russian soil classification systems.

## RESULTS AND DISCUSSION

**Advances and limitations:** The old system was used for a long time, it is habitual, is in good agreement with the principles of Dokuchaev school; large-scale soil surveys and publications are based on it: mapping units were derived by assessing zonal patterns, vegetation and topography. However, it was hard to apply to recently discovered natural soils, and the anthropogenic ones were weakly presented in this system. Uncertainty of diagnostic was related to the formal perception of soil profile, without due attention to soil properties (Table 1).

**Table 1** – Comparative assessment of old and new classification systems

| Old system        |                      | New system             |                           |
|-------------------|----------------------|------------------------|---------------------------|
| +                 | -                    | +                      | -                         |
| Genetic tradition | Closed for new soils | Adequate diagnostic    | Problems with soil survey |
| Logics            | Uncertain diagnostic | New soils included     |                           |
| Easy for survey   | Limited area         | Soil-forming processes | New soil names            |
| Habitual          | Few Anthrosols       | Agricultural soils     | No technogenic soils      |

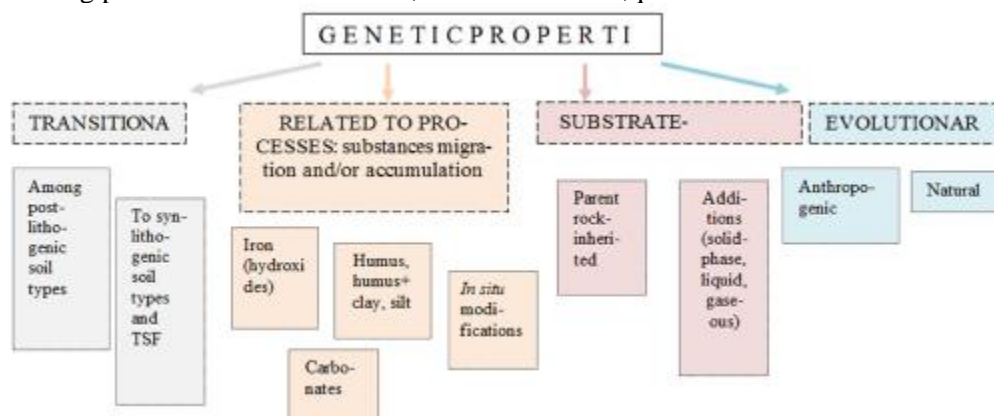
The strongest methodological aspect of the new system being a consequence of its properties-oriented principles is high priority of diagnostic tools, namely, diagnostic horizons and genetic properties. There are 50 horizons and 54 properties (2004), they have more or less strict definitions and provide reliable and reproducible diagnostics of soils in the field supported, if necessary, by laboratory data. The definitions comprise main morphological properties (color (Munsell readings) and its pattern, structure, consistence, pedofeatures, depth limits, etc.) with emphasis put on some special features; for example, for cryogenic horizons, these are the following: cryoturbation effects, translocated fragments of horizons (morphons), organic matter distribution in the profile, depth and type of permafrost, heaving and fissuring phenomena. For the chernozemic horizon, pedofauna activity, structure and pedality, color homogeneity serve as main diagnostic criteria. Hence, the detailed characteristics permitted to specify several types of organomineral topsoils instead of the former indefinite A1 horizon, namely, gray-humus, dark-humus, light-humus, raw-humus horizons. An example of alfe-humus soils with combinations of upper and mid-profile horizons illustrate the basic principle “set of diagnostic horizons = profile formula → soil type” (Table 2).

**Table 2** – Combinations of horizons and the derived soil types in the order of alfe-humus soils

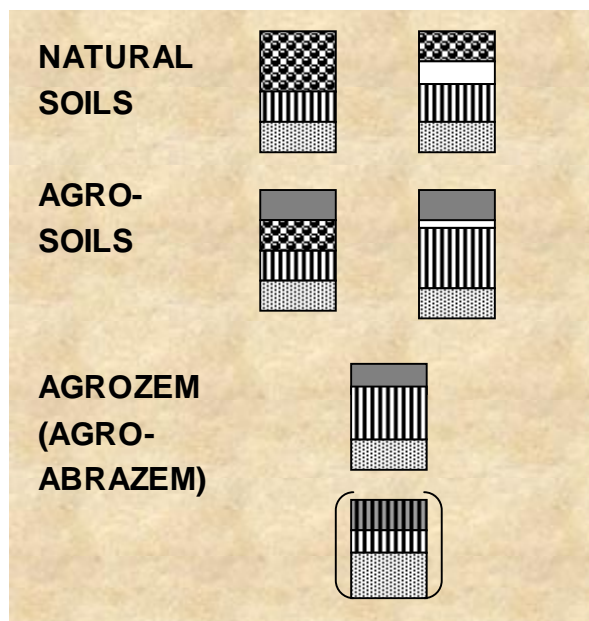
| MID-PROFILE HORIZONS | UPPER ORGANIC OR HUMUS-ACCUMULATIVE HORIZONS |                 |                  |                   |
|----------------------|--|-----------------|------------------|-------------------|
|                      | O  | TJ              | T                | AY                |
| BHF                  | podbur                                       | dry-peat podbur |                  | soddy podbur      |
| BHF+G                | gley podbur                                  |                 | peat gley podbur | soddy gley podbur |
| BHF+E                | podzol                                       | dry-peat podzol |                  | soddy podzol      |
| BHF+E+G              | gley podzol                                  |                 | peat gley podzol | soddy gley podzol |

Note: BHF is the alfe-humus (spodic) horizon, E is podzolic, and G – gley horizons.






The second diagnostic tool – genetic properties, are specified by their origin (Figure 2). These are: supplementary pedogenic processes, “underdeveloped” horizons, parent rock features, weak human-induced modifications of horizons, etc. For example, gleyic (g) features not prominent enough to meet the criteria for gley horizon (G), the same is for solonetzic property and solonetzic horizon (sn and BSN), residually calcareous, or post-arable properties, respectively. In terms of taxonomy, genetic properties serve as a basis for identifying subtypes, they may be added to any diagnostic horizon, and may be several to give a most complete image of the soil classified. For example, the type of chernozem (profile formula is AU-BCA-Cca) may have a migration-mycellary (form of secondary carbonates) subtype, which may be also quasigleyic, and zooturbated, thus presenting a compound subtype; addition of these qualifiers gives the following profile formula: AU-AUlc,zoo-BCAmc-Cca,q.



**Figure 2** – Broad groups of genetic properties in the new Russian soil classification system.



**Figure 3** – Schematic profiles of groups of agricultural soils. Conventions for horizons:

 natural topsoil plow horizon  plow horizon  
 natural horizon  any B horizon  
 C horizon

teaching, on soil monoliths in the Central Soil Museum, etc.

One of shortcomings of the system – its agricultural bias, might be overcome by introducing an urban diagnostic block formulated after a 2-years-long discussion by e-mail. Its result was urbic diagnostic horizon, rehabilitation filled horizons and minor manifestations of both as genetic properties. Introduction of several technogenic parent materials (natural translocated sediments, artificial material, cultural layers), combined either with ‘natural’ or with human-modified diagnostic horizons may contribute to involving a broad spectrum of SUITMA objects into the classification system.

Another trend concerns the improvement of definitions of diagnostic horizons, primarily, those of pale, cryoturbated, quasigleyic, salic, dark- and gray-humus horizons. Special research is performed to define more adequately the cryo-aridic and xerometamorphic horizons. Most numerous were proposals concerning genetic properties, hence, qualifiers for subtypes: new ones were suggested, for example, dark-cutanic, clay-fibric (lamellic in WRB), soddic (root mat), pyrogenic; some genetic properties should be subdivided in accordance with their origin and manifestations, for example, pedoturbations may be produced by frost (cryoturbated qualifier), animals (zooturbated) and tree uprooting (dendroturbated). The problem of taxonomic level of such and similar qualifiers should be revised in some cases.

In earlier versions of the system qualifiers – genetic properties were strictly bound to soil types: each type had a list of its own subtypes. However, it became clear that many subtypes were inherent to several types, on one hand, and on the other hand, subtypes could not “move” among types. Similar is the position of principal and supplementary qualifiers in WRB [9]. This rule is gradually changing in the Russian system: subtype qualifiers are becoming “free”, so that a solonetzic property may be applied even to soddy-podzolic soil, which seems nonsense at the first sight, but it really happens in oil-polluted areas [10]. Thus, subtypes seem to be an important element of the system providing a comprehensive definition of a soil, are signs of current changes in soil properties including the human-induced ones, indicate intergrades between soils, and may be regarded as “points of growth” of the system.

In the nearest future, we suppose to address to extreme soils as objects to classify, and, in terms of taxonomy, to the genus level, which is insufficiently used in the new system.

## CONCLUSIONS

1. The drastic change in the development of soil classification is the transition from the genetic-ecological system to a new system oriented on soil genesis&properties.
2. Soil properties are manifested in diagnostic horizons and genetic properties as milestones of the system; their diversity is a particular feature of the system providing adequate and comprehensive characterization of pedodiversity in Russia.

However, following home tradition, the new system is concentrated on agricultural soils, whereas the technogenic objects *sensu stricto* are beyond its scope, and this is a possible object for its updating.

Apart from soil classification, a system of non-soils – Technogenic Surface Formations (TSF) is introduced. To emphasize their difference from soils, unusual clumsy names derived from Latin and Greek were invented, f.i. naturfabrikat or artilitostrat; they may be tentatively correlated with different SUITMAs (Soils of Urban, Industrial, Traffic, Mining+Military Areas) of European authors [7].

**Trends of updating:** After the publication of the 2004 version of soil classification, a discussion on the Internet site started: specialists, soil surveyors, students asked for clarification of some definitions, indicated mistakes and proposed to introduce new diagnostic tools or change the taxonomic position of “their” soils; part of proposals was accepted and included into the version of 2008 [8]. Since 2004, the system was verified in different ways: during conferences of soil scientists including the WRB field tours, mapping and updating old maps, while

3. A strong and novel point of the system is involvement of human-modified soils, mostly agrogenic ones. Updating presumes introduction of diagnostic tools for urban and other technogenic soils.
4. The new system has common features with the WRB international classification, which facilitates the procedures of correlating soils and exchange of information among soil scientists worldwide.

## REFERENCES

- [1] IUSS Working Group WRB. 2014. World Reference Base for Soil Resources 2014. Edited by Schad P, van Huyssteen C, Micheli E. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome. 189 p. ISBN 978-92-5-108369-7.
- [2] Guidelines to soil classification. 1967, 5 issues. V.V. Dokuchaev Soil Science institute [in Russian].
- [3] Classification and diagnostic of soils of the USSR. 1977. Moscow: Kolos Publ. 223 p. [in Russian]. English translation of 1987.
- [4] Field guide for Russian soils. 2008. Moscow: V.V. Dokuchaev Soil Science institute. 182 p. [in Russian].
- [5] Classification and diagnostic of soils of Russia. 2004. Smolensk: Oekumena. 343 p. [in Russian].
- [6] Dudal, R., Nachtergaele, F. and Purnell, M., 2002. The human factor of soil formation. Symposium 18, Vol. II, paper 93. Transactions 17<sup>th</sup> World Congress of Soil Science, Bangkok.
- [7] Morel, J-L, Chenu, C., Lorenz, K. 2014. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining and military areas (SUITMAs). // J. Soils & Sediments. Special issue. Published online: 13 June 2014. 8 p.
- [8] Gerasimova, M.I., Khokhlov, S.F. 2010 Classification of Soils of Russia: Discussion on the Internet Site // Eurasian Soil Science. # 12, 1449-1455.
- [9] Gerasimova, M.I. 2015. Principles, structure and taxonomic units in the Russian and International (WRB) systems of soil classification // Bulletin of Dokuchaev Soil Science Institute. 2015. Vol. 79, 23-35.
- [10] Solntseva, N.P. 2009. Environmental effects of oil pollution. Moscow: RPA "APR". 224

## Глава II/2: ПОДХОД К БОНИТИРОВКЕ КАЧЕСТВА И ПОТЕНЦИАЛЬНОЙ УРОЖАЙНОСТИ ПОЧВ

### Chapter II/2: Approach of Assessing Quality and Crop Yield Potential of Soils

Лотар Мюллер<sup>\*1,6</sup>; Франк Ойленштейн<sup>1,2,6</sup>; Уве Шиндлер<sup>2,6</sup>; Вилфрид Миршель<sup>1</sup>; Аксель Берендт<sup>1</sup>; Фолькер Хеннингс<sup>3</sup>; Виктор Г. Сычёв<sup>4</sup>; Ольга В. Рухович<sup>4</sup>; Владимир А. Романенков<sup>4,5</sup>; Асхад Х. Шеуджен<sup>6</sup>; Абдулла С. Сапаров<sup>7</sup>; Константин М. Пачикин<sup>7</sup>; Сергей М. Лукин<sup>8</sup>; Сергей Г. Мышляков<sup>9</sup>

DOI 10.25680/1894.2018.61.93.099

\*Эл. Почта: [mueller@zalf.de](mailto:mueller@zalf.de) ; [agrarlandschaft@gmail.com](mailto:agrarlandschaft@gmail.com)

1. Лейбниц центр агроландшафтных исследований, ул. Эберсвальдер 84, 15374 Мюнхеберг, Германия
2. Академия плодородия почв им. Е. А. Митчерлиха, Профессор- Митчерлих- Проспект 1, 14641 Паулинен-уэ, Германия
3. Офис оценки почвенных функций, Штроусбергштрассе 9, 30449 Ганновер, Германия
4. Всероссийский научно-исследовательский институт агрохимии им. Д.Н. Прянишникова, ул. Прянишникова 31а, 127550 Москва, Россия
5. Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, Факультет почвоведения, Ленинские горы, д. 1, стр. 12, 119991 Москва, Россия
6. Кубанский государственный аграрный университет им. И.Т. Трубилина, Факультет агрохимии и почвоведения, ул. Калинина 13, 350044 Краснодар, Россия
7. Казахский научно-исследовательский институт почвоведения и агрохимии им. У.У. Успанова, пр. Аль-Фараби 75в, 050060 Алматы, Казахстан
8. Всероссийский научно-исследовательский институт органических удобрений и торфа, ул. Прянишникова, д. 2, 601390 Вяткино, Судогодский р-н, Владимирская обл., Россия
9. Компания «Совзонд», Шипиловская 28а, 115563, Москва, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Разработана и протестирована Мюнхебергская система рейтинга качества почв (M-SQR). Целью данной работы является описание принципа и возможности применения этого подхода. M-SQR - это экспресс-метод бонитировки качества почв и потенциальной урожайности в глобальном масштабе. Система состоит из индикаторов, отражающих плодородие почвы. В M-SQR включены аспекты структуры и текстуры почвы, рельефа и климата, которые основаны на 8 основных индикаторах и 13 индикаторах риска. Индикаторы могут быть установлены на основе имеющихся данных. Эти данные - полевые морфологические признаки почвы, климатические данные и справочные оценочные таблицы. Подход протестирован на основных агроландшафтах Европы, Азии и Америки. В результате рейтинговые таблицы были уточнены и стали более объективными. Метод может применяться для мониторинга качества глобальных сельскохозяйственных земель, служить основой для содействия устойчивому использованию земельных ресурсов и их управлению. Следующими шагами являются включение метода в системы поддержки принятия решений и разработка тематической карты потенциальной продуктивности почв для крупных регионов Евразии.

**Abstract.** We developed and tested the Muencheberg Soil Quality Rating (M-SQR). The aim of this paper is to explain the principle and potentials of this approach. M-SQR is an express method of the evaluation of soil quality and crop yield potentials at a global scale. The system consists of indicators which reflect soil fertility. M-SQR includes aspects of structure and texture of soils, of relief and climate. It is based on 8 basic indicators and 13 hazard indicators. Indicators can be derived from available data. These data are field parameters of soil, climate data and rating tables of a field manual. We tested the approach in important agro-landscapes of Europe, Asia and America. As a result, rating tables were refined and became more objective. We conclude that the method has potential for monitoring the quality of agricultural soils over the globe. It can be a decision basis for sustainable use and control of land resources. Ongoing steps are the introduction of the method into decision support systems and the creation of thematic maps of soil productivity potentials for large regions of Eurasia.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** агроландшафт, качество почв, бонитировка почв, метод, картографирование почв, урожайность, Евразия

**Keywords:** agro-landscape, soil quality, soil bonitation, method, soil mapping, productivity potential, Eurasia

## **ВВЕДЕНИЕ**

Глобальные проблемы 21-ого столетия, такие как энергетическая и экологическая безопасность, изменение климата, защита биологического разнообразия, обеспечение высокого качества воды и пищи тесно связаны с устойчивым функционированием почв. Для рационального землепользования основополагающей является продукционная функция почв, которая также относится к важнейшим геосистемным функциям почвенного покрова. Продукционная способность почв напрямую зависит от их свойств, а также от параметров окружающей среды. Ещё В.В. Докучаевым [1] было установлено, что между свойствами почв и урожайностью сельскохозяйственных культур, выращиваемых на них, существует тесная зависимость. Именно закон корреляции между свойствами почв и урожайностью культивируемых растений является теоретической базой для развития различных систем оценки почв и их продукционной функции. В прошлом столетии в различных странах были созданы национальные системы оценки почвенного плодородия. Очевидно, что на сегодняшний день отсутствует единая глобальная система оценки функциональности почв, позволяющая работать в различных регионах и на разных континентах. Стандартизированная методология для международной оценки качества почв в ближайшем будущем будет востребована международным сообществом и прежде всего землепользователями (фермерами, крестьянами), а также административными органами, принимающими организационные и законодательные решения в области землепользования.

## **ЦЕЛЬ МЕТОДА**

Современные процессы глобализации всех сфер человеческой деятельности создают потребность в единых международных стандартах качества ресурсов и методах их оценки. Методы оценки функциональности почв по возможности должны обеспечивать воспроизводимые и контролируемые результаты и быть простыми и практичными. Разработка системы оценки качества почв имеет несколько целей. Важнейшая из них – способствовать сохранению высокой продукционной



способности почв на основе неистощимого их использования. При разработке метода авторы исходили из того, что глобальная система оценки качества почв должна отвечать следующим требованиям:

- является инструментом мониторинга функционального статуса почвы;
- обеспечивать точность оценочной процедуры, основанной на индикаторах и порогах наиболее функционально соответствующих признаков;
- может быть последовательно использована для различного масштаба;
- проводить оценки пригодности почв для использования;

## **ПРИНЦИП И ПРОЦЕДУРА**

Мюнхенбергская система рейтинга качества почв представляет собой относительно простой метод оценки почв, с учётом их продукционного потенциала и возможных рисков при использовании. В основе метода лежит система индикаторов, которая может быть использована для оценки как почвенных разностей, так и земельных участков. Индикаторы – это свойства почв и факторы среды, влияющие на продукционную функцию почв. Выбор параметров для индикации был основан на многолетнем опыте изучения экологических факторов, влияющих на урожайность сельскохозяйственных культур на пахотных и кормовых угодьях. Индикаторы разделены на две группы (Рисунок 1).

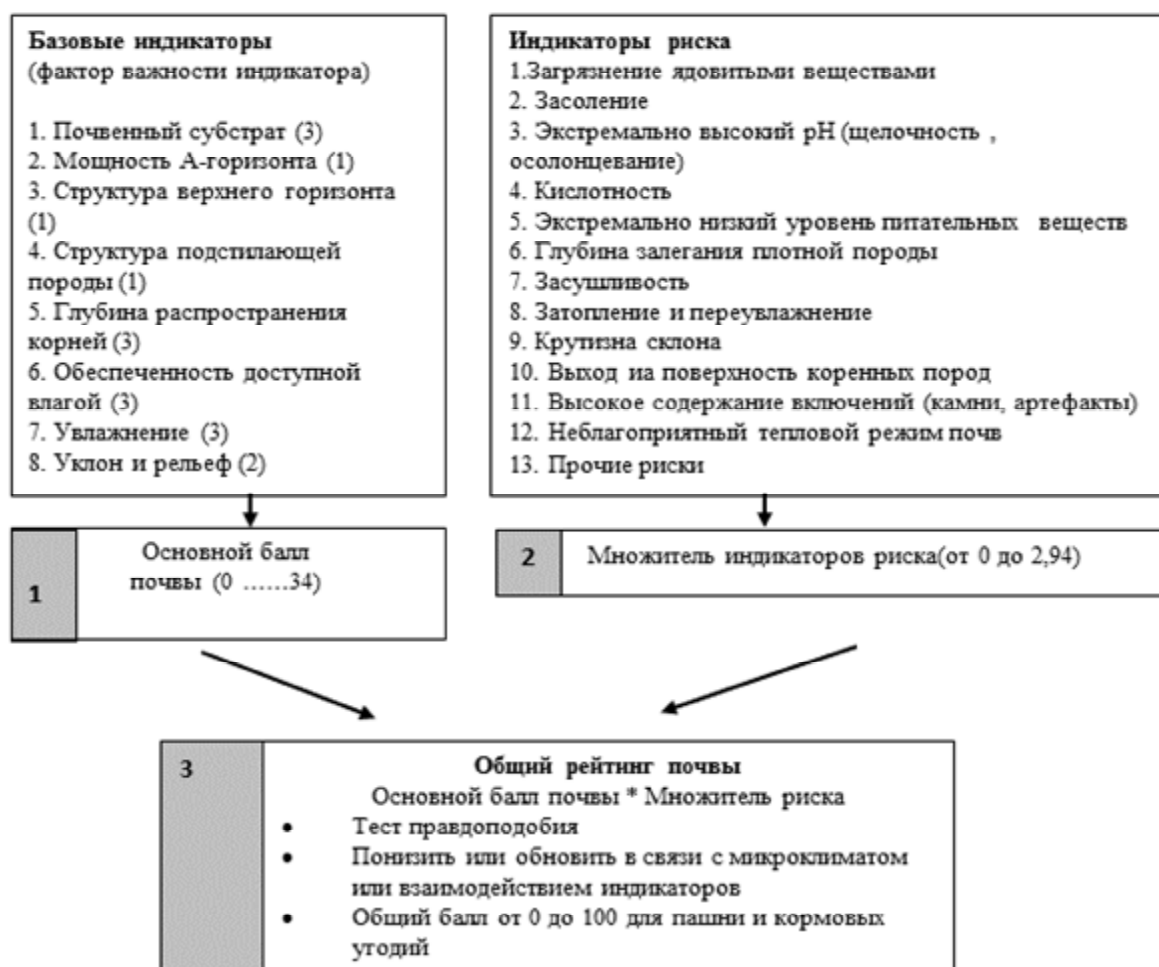
Первая группа – это базовые индикаторы. Они представляют собой свойства, присущие каждой почве, а также природные условия, особо значимые для формирования урожая (например, увлажнение или положение в рельефе). Степень проявления и благоприятности свойства оценивается по трёхбалльной шкале от 0 до 2. «Фактор важности» индикатора представляет собой множитель, на который умножается «балл свойства». Далее результаты оценки по всем базовым индикаторам суммируются. Так получают «Основной балл почвы», величина которого варьирует от 0 до 34. Для визуальной оценки базовых индикаторов в полевых условиях разработаны специальные таблицы и шкалы, позволяющие с точностью 0,25 балла охарактеризовать оцениваемое свойство [2,3]. Вторая группа индикаторов – это индикаторы риска. Они необходимы для оценки степени риска и факторов, экстремально ограничивающих почвенное плодородие. Шкала оценки для индикаторов риска тоже трёхбалльная от 0 до 2. При расчёте конечного рейтинга почвы по индикаторам риска используются не баллы, а множители, которые этим баллам соответствуют. Значение этих множителей варьирует от 0 до 2,94. Затем из всех множителей выбирают наименьший. Вся необходимая для выбора множителя информация представлена в таблицах, удобных для использования в полевых условиях. Окончательный подсчёт рейтинга плодородия почвы получается в результате умножения «Основного балла почвы» и «множителя риска». Величина рейтинга варьирует от 0 до 100. Градации при оценке почв предложены следующие: <20 - очень низкое (качество), 20-40 - низкое, 40-60 - среднее, 60-80 - высокое, >80 очень высокое.

## **РЕЗУЛЬТАТЫ**

Апробация метода была проведена в Германии, России, Китае, Казахстане, США и других странах. На территории Евразии метод был протестирован на почвах сельхозугодий в различных природно-климатических условиях. Результаты показали, что для оценки почвенных функций в агроландшафтах названных стран решающими являются компоненты локального водного баланса и засушливость (угроза засухи). В глобальном масштабе урожайность сельскохозяйственных культур в первую очередь зависела от наличия тепла и воды в почве. На локальном уровне решающее значение имеют основные характеристики почвы, сельскохозяйственного ландшафта и агроуправления, отношения между этими факторами были количественно определены [3]. Все почвы, формирующиеся на лёссах и лёссовидных субстратах, имеют очень высокие баллы базового рейтинга. Прежде всего это касается богатых гумусом почв, такие как чернозёмы, фэйозёмы и каштанозёмы по международной почвенной классификации WRB [4]. Общеизвестно, что эти почвы при использовании в пашне в значительной степени ухудшаются из-за потери гумуса и изменения структуры. Тем не менее, по сравнению с почвами на других почвообразующих породах, почвы на лёссах и лёссовидных субстратах имеют благоприятные свойства для формирования хорошо развитой корневой системы зерновых.

Общая оценка в баллах по M-SQR коррелирует с урожайностью зерновых (Рисунок 2). Верхний график рисунка показывает регрессию для значений оценки единичных профилей почв при среднем уровне затрат на производство. Для оценки привлечены данные по почвам из разных регионов и стран. Связь значений в баллах и урожайностью тесная, что и позволяет оценивать потенциаль-

ную урожайность зерновых по величине балльной оценки качества почв. На нижнем графике рисунка показана линия регрессии при высоком уровне затрат. Полученные результаты подтверждают концепцию Кирюшина [5] о необходимости адаптировать практику агроуправления ландшафтом.



**Рисунок 1 - Схема Мюнхебергской системы оценки качества почв (M-SQR)**

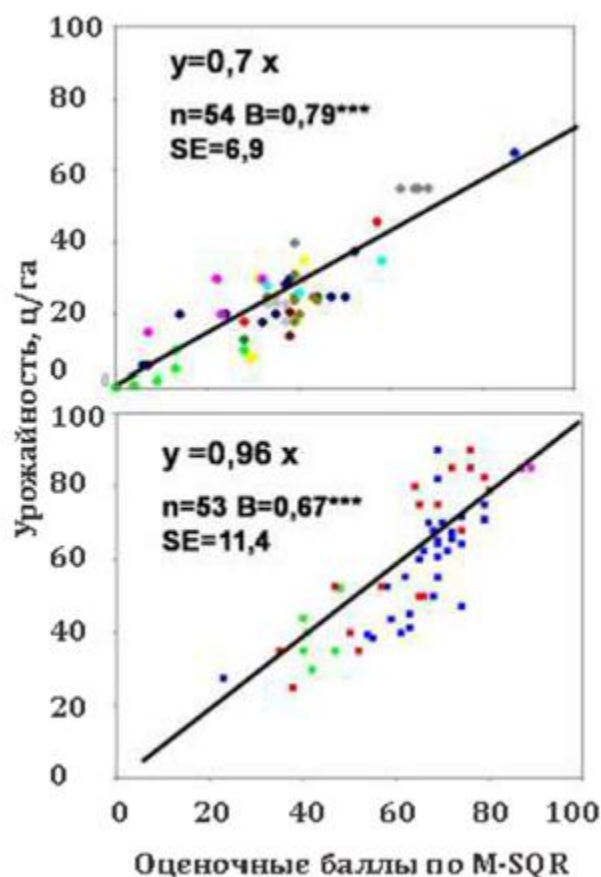
## ВЫВОДЫ ПО ИСПОЛЬЗОВАНИЮ МЕТОДА

Сочетание качества почвы по Мюнхеберг Рейтинг (M-SQR) с всемирной справочной базой почвенных ресурсов (WRB 2014) [4] содержит ключевую информацию об основных функциях и почвенных процессах. По результатам оценки качества почв возможно составление карт урожайности. Для успешного проведения пространственной оценки должны быть найдены соответствующие параметры и экстраполяционные функции. Эти принципы позволят создавать новые, существенно улучшенные карты почвенных функций с легендами, переводимыми из одного картографического масштаба в другой. Привлечение пространственно привязанных данных, например аэро- и космических снимков, также повысит точность оценочных карт качества почв, сделанных на основе M-SQR.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Мюнхебергская система оценки качества почв (M-SQR) – это простой, реальный и проверенный метод оценки качества почв для пашни и кормовых угодий.
2. Окончательные оценочные баллы хорошо коррелируют с урожайностью культур.
3. У метода есть потенциал оценки и картографирования почв для различных масштабов.
4. Рекомендуется использовать M-SQR в комбинации с местными методами классификации почв и с международной почвенной классификацией WRB.





**Рисунок 2** - Связь между баллами оценки качества почв по методу M-SQR и урожайностью зерновых. Вверху: при среднем уровне затрат (< 100kg N/га), внизу: при высоком уровне затрат (> 100kg N/га). Статистические показатели: n – объём выборки, B - коэффициент детерминации, SE – стандартная ошибка

**ЛИТЕРАТУРА**

[1] Докучаев, В. В. Избранные сочинения, Т. VI, М-Л, 1951.-515 с.  
 [2] Mueller, L., Schindler, U., Behrendt, A., Eulenstein F., Dannowski. R. The Muencheberg Soil Quality Rating (SQR) - field manual for detecting and assessing properties and limitations of soil for cropping and grazing, 2007.  
[http://www.zalf.de/de/forschung\\_lehre/publikationen/Documents/Publikation\\_Mueller\\_L/field\\_mueller.pdf](http://www.zalf.de/de/forschung_lehre/publikationen/Documents/Publikation_Mueller_L/field_mueller.pdf)  
 [3] Mueller, L., Schindler, U., Hennings, V., Smolentseva, E. N., Rukhovich, O.V., Romanenkov, V.A., Sychev, V.G., Lukin, S., Sheudzhen, A.K., Onishenko, L., Saparov, A., Pachikin, K., Behrendt, A., Mirschel, W., Eulenstein, F. 2016. An Emerging Method of Rating Global Soil Quality and Productivity Potentials. In: Mueller, L., Sheudshen, A. K., Eulenstein, F. (eds). Novel Methods for Monitoring and Managing Land and Water Resources in Siberia, Springer Water. Springer International Publishing, Cham. p. 573-595 [http://link.springer.com/chapter/10.1007%2F978-3-319-24409-9\\_26](http://link.springer.com/chapter/10.1007%2F978-3-319-24409-9_26)  
 [4] IUSS Working Group WRB. 2014. World Reference Base for Soil Resources 2014. Edited by Schad P, van Huyssteen C, Micheli E. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome. 189 p. ISBN 978-92-5-108369-7  
 [5] Кирюшин, В. И. Теория адаптивно-ландшафтного земледелия и проектирование агроландшафтов. –М.: Колос 2011. 443 с.

## Chapter II/3: SOIL FERTILITY MAPPING IN GERMANY Глава II/3: Картирование плодородия почв в Германии

Volker Hennings\*<sup>1</sup>; Lothar Mueller<sup>2</sup>

DOI 10.25680/4412.2018.29.46.100

\*Email: [v.hennings@kabelmail.de](mailto:v.hennings@kabelmail.de)

1. Büro für Bodenfunktionsbewertung, Strousbergstraße 9, 30449 Hannover, Germany

2. Leibniz Centre for Agricultural Landscape Research (ZALF), Eberswalder Str. 84, 15374 Muencheberg, Germany

**ABSTRACT.** In Germany the “Bodenschätzung” (soil assessment) classification system is conventionally applied to assess the yield potential of agriculturally used soils. The Muencheberg Soil Quality Rating (M-SQR) is a new approach for assessing soil suitability for arable and grassland farming and estimating crop yield potential on a global scale. This approach was utilised to construct a small-scale map of crop yield potentials covering arable lands in Germany. According to the resulting thematic map, soils in Germany show a high yield potential for grain. Moderate drought risk is the main crop yield limiting factor in Germany, shallow soil depth and other crop yield limiting factors may also be locally important. In comparison to the Bodenschätzung classification scheme, the M-SQR method incorporates additional climatic variables and considers site-specific drought risks. The M-SQR methodology enables the consistent incorporation of the newly created small-scale German crop yield potential map into a potential small-scale global soil quality map.

**Резюме.** В Германии для оценки урожайного потенциала почв, используемых в сельском хозяйстве, традиционно применяется классификационная система оценки почв (Bodenschätzung). Мюнхебергская система рейтинга качества почв - это новый подход к оценке пригодности почв для использования в качестве пашни и кормовых угодий и оценке потенциала урожайности сельскохозяйственных культур в глобальном масштабе. Этот подход был использован для построения мелкомасштабной карты потенциала урожайности, охватывающей пахотные земли Германии. Согласно полученной тематической карте, почвы Германии имеют высокий потенциал урожайности зерновых культур. Умеренный риск засухи является главным фактором, лимитирующим урожайность в Германии; в отдельных районах могут быть также важны малая мощность почвы и другие факторы, лимитирующие урожайность. По сравнению с классификационной схемой оценки почв (Bodenschätzung), Мюнхебергская система рейтинга качества почв включает дополнительные климатические переменные и учитывает риски засухи для конкретного участка. Методология обеспечивает совместимость при включении созданной мелкомасштабной карты потенциала урожайности сельскохозяйственных культур в Германии в состав возможной мелкомасштабной карты качества почв мира.

**KEYWORDS:** Soil quality, crop yield potential, mapping, Muencheberg Soil Quality Rating

**Ключевые слова:** качество почвы, потенциал урожайности, картирование, Мюнхебергская система рейтинга качества почв

### INTRODUCTION

Implementing practical soil protection measures requires area-wide information about soil properties, pedotransfer rules for soil function mapping and tools for land evaluation. When planning the agricultural use of soil resources, there is a special need for methods to evaluate how suitable soils are for agriculture and to assess their yield potential for the most important agricultural crops.

In general, there is no lack of methods to assess the agricultural yield potential at the national scale. In Germany the “Bodenschätzung” (soil assessment) classification system was established and has been approved over many decades. The system offers several advantages: it is applied on the basis of standardized rules throughout the country, leads to reproducible results and provides soil-related information of full coverage for agriculturally used areas [1, 2, 3]. In the international context, Germany and Austria are the only two countries that can make use of soil survey results at such high spatial resolution for all agricultural land. However, when an amendment was to be made to the national Soil Assessment Act, Germany failed to integrate climatic aspects into the existing soil assessment scheme. Because of the well-known weak points of the system, some of the federal states' soil survey institutions prefer alternative approaches to assess the agricultural yield potential of the soil, for example in the Federal States of Lower Saxony or Baden-Württemberg. In contrast to these methods, the nationwide thematic map of the soil

quality of agricultural land within the framework of the National Atlas of Germany [4] is based on German Bodenschätzung scores. For this map, the full range of scores was subdivided into three classes.

### **METHODOLOGY: Principal operating mode of the Muencheberg Soil Quality Rating**

The Muencheberg Soil Quality Rating (M-SQR) [5, 6] is a new approach for assessing the soil's suitability for arable and grassland farming and estimating the crop yield potential. Four demands are fulfilled: the method should be applicable to soil data between the field scale and the world soil map, should provide reproducible results, should work as a simple and reliable field method, and should also provide recommendations for good agricultural practice. Under similar conditions, i.e. within climatic sub-zones, and in the case of similar agricultural management, the final rating score should correlate with the crop yield potential and should therefore act as a reliable yield estimator. Detailed algorithms of the method have been published as part of a manual [5] which can be downloaded from the homepage of the Leibniz Centre for Agricultural Landscape Research (ZALF). Practical applications on test sites in many countries such as Russia, Kazakhstan, China and the United States have shown good correspondence between estimated and observed yields of cereals [7, 8, 9].

Functionalities of the Soil Quality Rating method have been documented in several publications [5, 6]. M-SQR consists of a series of pedotransfer rules, and a set of indicators is scored in terms of good, medium or poor. First, basic soil indicators such as soil substrate and rooting depth are scored, while individual scores are ranked from best conditions (2) to worst (0). Basic indicators are weighted and their scores are summarized, resulting in a cumulative value ranging from 0 to 34. In a second step, the rating system also considers soil hazard indicators such as shallow soil depth or drought risk. Again, hazard indicators are scored on a scale between 0 (minimum yield potential or maximum limiting effect) and 2 (maximum yield potential or minimum limiting effect). Hazard indicators are considered as multipliers for the basic soil score. The rating scores of all hazard indicators are compared, and the lowest score is considered the valid one. At the end, the basic soil score is multiplied by the multiplier which has been derived from the score of the most limiting hazard indicator. Further adjustments to the relevant multiplier have not yet been made in the case of several hazard indicators with sub-optimum ratings as proposed by [10]. The rating system results in a final M-SQR score ranging from 0 to 100 points.

In its current version the M-SQR method integrates up to 13 hazard indicators; for this investigation not all of them were taken into account. For compiling nationwide soil fertility maps of Germany, all eight basic indicators and four selected hazard indicators (acidification, soil depth to hard rock, drought risk, content of coarse texture fragments; hazard indicators 4, 6, 7, 11) were taken into account.

The algorithms of the Muencheberg Soil Quality Rating were parameterized for application on soil profile data from the land-use stratified soil map of Germany at a scale of 1:1,000,000 [11]. Furthermore, they were used to compile a nationwide land quality map showing the yield potential of cropland in Germany [12, 13].

On the national scale, drought risk acts as the most determining factor limiting the yield potential for cereals. The M-SQR manual from 2007 [5] offers two criteria for assessing hazard indicator 7: the “water budget”, resulting from precipitation, available water capacity of the root zone and capillary rise, and the “climatic water balance”, calculated from precipitation minus reference evapotranspiration. When the climatic water balance is used as the only criterion and soil water retention properties are neglected, the resulting agricultural yield potential is underestimated in some areas of the country, particularly in the eastern Federal State of Brandenburg. When the water budget serves as the influencing factor but reference evapotranspiration is not taken into account, the performance of the M-SQR application is improved and the resulting thematic map shows a more realistic spatial pattern, but this time the yield potential is underestimated in some morainic landscapes from the Weichsel glacial stage and in the Munsterland Basin. Against this background, a new criterion for assessing drought risk was introduced: the “water balance” of the main period of growth between May and August, calculated as water budget minus reference evapotranspiration, combines soil-related and climate-related site characteristics [12, 13]. The applied classification (see Table 1) is addressed to users in Germany, while the one given by [10] was designed as a global approach.

### **RESULTS: Yield potential of agriculturally used soils in Germany**

In the first step, hazard indicators can be disregarded and soils on arable land in Germany can be evaluated on the basis of those soil properties that act as basic indicators within the M-SQR scheme. Basic soil scores in Germany range from 9.5 to 33 points. The spatial pattern meets expectations and correlates to major landscapes. Sites on arable land that are assessed as scoring more than 24 points can be mainly

found in loess regions and owe their positive evaluation to their favourable soil texture and soil structure properties.

**Table 1:** Factor scores of hazard indicator 7 (drought risk) on the basis of the water balance between May and August ( $WBal_{\text{may-aug}}$ )

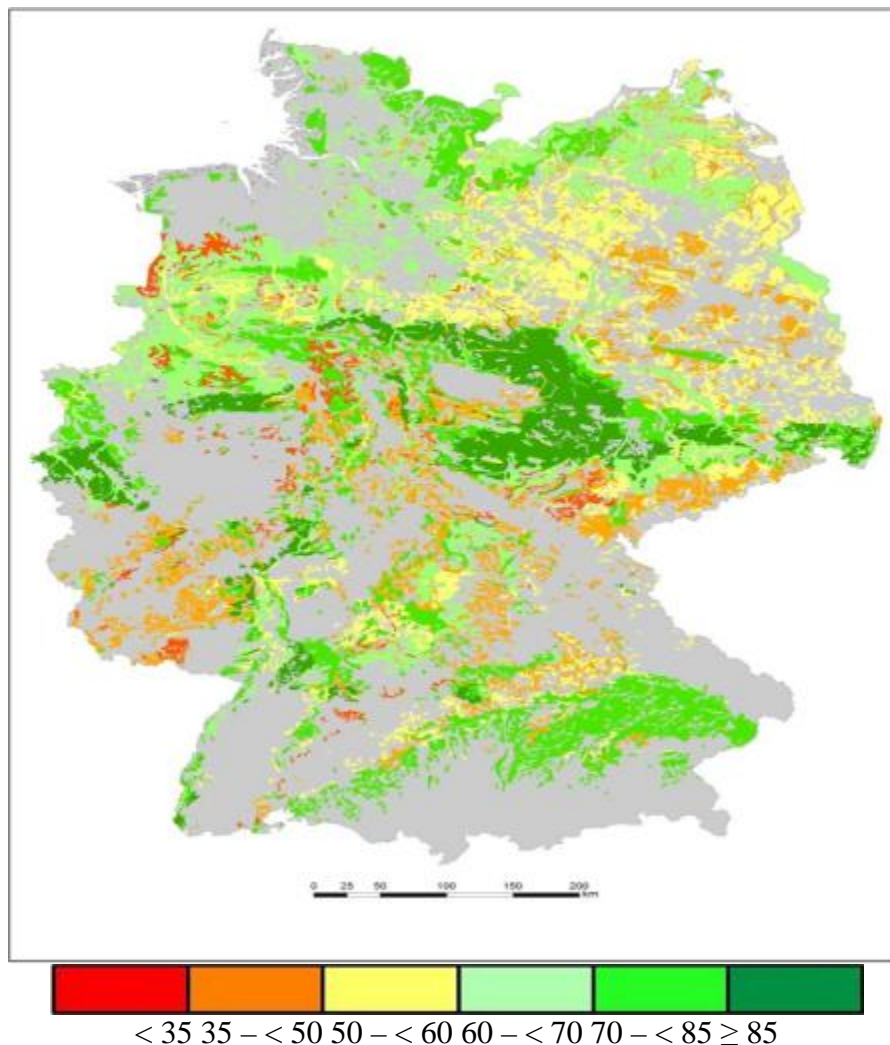
| $WBal_{\text{may-aug}}$ | Multiplier |
|-------------------------|------------|
| > 50 mm                 | 3          |
| 25 – 50 mm              | 2.7        |
| 0 – 25 mm               | 2.5        |
| -25 – 0 mm              | 2.3        |
| < -25 mm                | 2          |

In order to assess drought risk in an optimal way, the water balance of the main period of growth between May and August was introduced as a new criterion for hazard indicator 7 and the classification from Table 1 was incorporated into the M-SQR scheme. When this algorithm is applied on soil mapping units of the land-use stratified soil map of Germany at a scale of 1:1,000,000 [11], factor scores of hazard indicator 7 reach the maximum of 3.0 on 74 % of all the areas under consideration; here, no long-time yield limitation due to drought risk is expected. Factor scores < 3 can be observed in the Rhine-Main region and in parts of Eastern Germany. Because Germany is characterized by a humid to sub-humid climate and the drought risk is comparatively low on the global scale, factor scores of hazard indicator 7 in Germany do not fall below 2.0.

On 61.5 % of all areas of arable land, there is no limitation by any hazard indicator, i.e. factor scores of all hazard indicators under consideration reach the maximum score of 3.0. On 19.6 % of all areas drought risk and on 15.3 % of all areas depth of soil acts as the determining factor. On 2.2 % of all areas the suitability of soils to agriculture and their yield potential are limited by high contents of coarse fragments. On 0.8 % of all areas the degree of acidification is regarded as the locally relevant hazard indicator. This evaluation refers to the distribution area of raised bogs in Lower Saxony. According to the present state of knowledge, comparatively low pH values are postulated for these Histosols even under agricultural use. When the M-SQR method is applied on soil data sets of the land-use stratified soil map of Germany at a scale of 1:1,000,000, the resulting map shows a realistic spatial pattern for the agricultural yield potential of soils on arable land in Germany (Fig. 1). The nationwide mean score, weighted according to the spatial proportions of soil mapping units, accounts for 64 points.

## CONCLUSIONS

1. The Muencheberg Soil Quality Rating is an approach to evaluate how suitable soils are for agriculture; on many test sites in Germany the method has provided reliable estimates of the yield potential for cereals.
2. Compared to soils in other countries, soils in Germany show a high yield potential for grain. The main determining factors in Germany are a moderate drought risk and limited rooting depth with shallow soils.
3. Not only the final rating score, but also some of the M-SQR indicators such as the water balance during the period of growth can be used for political consulting, e.g. for the implementation of rules on agrarian policy such as the identification of less favoured areas for agriculture.
4. Even though the Bodenschätzung system is a well-established assessment scheme, the M-SQR approach seems to be at least equivalent. In the majority of cases M-SQR point scores correlate better to measured yields of cereals than Bodenschätzung scores. This can be explained easily: unlike Austria, Germany has failed to adapt the Bodenschätzung framework to the present-day state of scientific knowledge and lay more stress on climatic aspects (cf. [14]).
5. The good performance of the M-SQR method has been proven on the basis of grain yield data from various sites all over Northern and Eastern Germany. This may enable higher-resolution crop yield potential maps to be created in these areas using the M-SQR methodology, digital soil maps on different scales and climate databases.
6. As the M-SQR methodology was designed as a global approach, it also enables the consistent incorporation of the newly created small-scale German crop yield potential map into a potential small-scale global soil quality map.



**Figure 1** - Final M-SQR rating score for soils on arable land in Germany

## REFERENCES

- [1] Roesch A, Kurandt F (1950) Bodenschätzung und Liegenschaftskataster. – 3rd Ed., Berlin, 148 p.
- [2] Oelkers K-H, Sellge H (1993) Digitale Führung und Nutzung der Bodenschätzungsdaten. – Nachrichten der Niedersächsischen Vermessungs- und Katasterverwaltung, Vol. 4/1993, 188–195
- [3] Pfeiffer E-M, Sauer S, Engel E (Eds) (2003) Bodenschätzung und Bodenbewertung. Nutzung und Erhebung von Bodenschätzungsdaten. – Chmielorz-Verlag Wiesbaden, 88 p.
- [4] Institut für Länderkunde der Universität Leipzig (Ed.) (2003) Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland, Vol. 2: Relief, Boden und Wasser. – Spektrum Akad. Verlag Heidelberg-Berlin, 174 p.
- [5] Mueller L, Schindler U, Behrendt A, Eulenstein F, Dannowski R (2007a) The Muencheberg Soil Quality Rating. Field Manual for Detecting and Assessing Properties and Limitations of Soils for Cropping and Grazing. – Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF), Müncheberg. 1st Draft, Nov. 2007. [http://www.zalf.de/de/forschung/institute/lwh/mitarbeiter/lmueller/Documents/field\\_mueller.pdf](http://www.zalf.de/de/forschung/institute/lwh/mitarbeiter/lmueller/Documents/field_mueller.pdf)
- [6] Mueller L, Schindler U, Behrendt A, Eulenstein F, Dannowski R (2007b) Das Müncheberger Soil Quality Rating (SQR): ein einfaches Verfahren zur Bewertung der Eignung von Böden als Farmland. – Mitteiln. Dtsch. Bodenkdl. Ges., 110/II, 515–516
- [7] Mueller L, Kay BD, Hu C, Li Y, Schindler U, Behrendt A, Shepherd TG, Ball BB (2009) Visual assessment of soil structure: evaluation of methodologies on sites in Canada, China and Germany. Part I: comparing visual methods and linking them with soil physical data and grain yield of cereals. – Soil & Tillage Research, 103 (1), 178–187
- [8] Mueller L, Schindler U, Shepherd TG, Ball BB, Smolentseva E, Hu C, Hennings V, Schad P, Rogasik J, Zeitz J, Schindwein S, Behrendt A, Helming K, Eulenstein F (2012) A framework for assessing agricultural soil quality on a global scale. – Archives Agronomy Soil Science, 58:sup1, 76-82

- [9]Mueller L, Shepherd TG, Schindler U, Ball BC, Munkholm LJ, Hennings V, Smolentseva E, Rukhovic O, Lukin S, Hu C (2013) Evaluation of soil structure in the framework of an overall soil quality rating. – Soil & Tillage Research, 127, 74–84
- [10]Mueller L, Schindler U, Hennings V, Smolentseva E, Rukhovich O, Romanenkov V, Sychev VG, Lukin S, Sheudshen A, Onishenko L, Saparov A, Pachikin K, Behrendt A, Mirschel W, Eulenstein F (2016) An Emerging Method of Rating Global Soil Quality and Productivity Potentials. – In: Mueller L et al. (Eds) Novel Methods for Monitoring and Managing Land and Water Resources in Siberia. pp 573-595. Springer. DOI: 10.1007/978-3-319-24409-9\_26
- [11]BÜK 1000N (2014) Nutzungsdifferenzierte Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (BÜK1000N). [http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Informationsgrundlagen/Bodenkundliche\\_Karten\\_Datenbanken/BUEK1000/Nutz\\_BUEK/nutz\\_buek\\_node.html](http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Informationsgrundlagen/Bodenkundliche_Karten_Datenbanken/BUEK1000/Nutz_BUEK/nutz_buek_node.html)
- [12]Richter A, Hennings V, Müller L (2009) Anwendung des Müncheberger Soil Quality Ratings (SQR) auf bodenkundliche Grundlagenkarten. – In: Jahrestagung der DBG: Böden - eine endliche Ressource, Kommission V, September 2009, Bonn. Berichte der DBG, 4 p., Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, Oldenburg. <http://eprints.dbges.de/243/>
- [13]Hennings V, Höper H, Mueller L (2016) Small-Scale Soil Functional Mapping of Crop Yield Potentials in Germany. – In: Mueller L et al. (Eds) Novel Methods for Monitoring and Managing Land and Water Resources in Siberia. pp 597-617. Springer. DOI: 10.1007/978-3-319-24409-9\_27.
- [14]Rust I (2006) Aktualisierung der Bodenschätzung unter Berücksichtigung klimatischer Bedingungen. – Diss., Georg-August-Universität Göttingen. <https://ediss.uni-goettingen.de/bitstream/handle/11858/001735-0000-0006-AB70-D/rust.pdf?sequence=1>

#### Глава II/4: АГРО-АТЛАС РОССИИ И СОПРЕДЕЛЬНЫХ СТРАН Chapter II/4: Agro-Atlas of Russia and Neighbouring Countries

Александр Н. Афонин<sup>\*1</sup>, Стефания Л. Грин<sup>2</sup>, Николай И. Дзюбенко<sup>3</sup>, Андрей Н. Фролов<sup>4</sup>

DOI 10.25680/3278.2018.34.87.101

\*Эл. Почта: [afonin-biogis@yandex.ru](mailto:afonin-biogis@yandex.ru)

1. Санкт-Петербургский Государственный университет, Институт Наук о Земле, 10 линия В.О., 27, 199034 Санкт-Петербург, Россия

2. National Center for Genetic Resources Preservation (NCGRP) 1111 South Mason Street Fort Collins, CO 80521

3. Всероссийский институт генетических ресурсов растений имени Н. И. Вавилова, Большая Морская ул., 42, Санкт-Петербург, 190000

4. Всероссийский институт защиты растений, шоссе Подбельского, д. 3, 196608, Санкт-Петербург – Пушкин, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Создан "Агроэкологический атлас России и сопредельных стран: экономически значимые растения, их болезни, вредители и сорные растения". Это первый в России ГИС атлас, созданный по данной тематике, включающий карты в открытых ГИС форматах и специальное программное ГИС обеспечение для работы с растровыми и векторными слоями. Атлас реализован в интернет-варианте и на DVD. Он содержит около 1500 карт и описаний: наиболее важных сельскохозяйственных культур (100), их диких родичей (560), вредных объектов (640) - болезней, вредителей сельскохозяйственных культур и сорных растений, а также карты агроэкологических факторов среды на территории бывшего СССР (св. 200). DVD-версия содержит карты в открытом ГИС-формате и имеет специальную программную оболочку для работы с компьютерными картами. DVD-версию, также, как и реальные ГИС слои карт, можно бесплатно скачать на сайте <http://www.agroatlas.ru/>.



**Abstract.** An interactive Agricultural Ecological Atlas of Russia and Neighboring Countries. Economic Plants and their Diseases, Pests and Weeds was created. That is the first Russian GIS Agricultural Atlas. It includes GIS maps and special software for working on the Agro-atlas raster and vector maps. The Agro-atlas been realized both as web and DVD version. The Agro-atlas contains over 1500 GIS-maps describing economic plants (100); their wild relatives (560); diseases, insects and weeds (640), and the ecological parameters (200). The DVD-version contains the named maps in GIS format and special GIS software. The DVD and separate GIS layer maps can be downloaded for free from <http://www.agroatlas.ru>

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** агроэкологический атлас, карты, географические информационные системы (ГИС), Россия и сопредельные страны, экологические факторы среды, сельскохозяйственные растения, вредители, болезни растений, сорные растения.

**Keywords:** Agricultural Ecological Atlas, maps, geographic information system (GIS), Russia and Neighboring Countries, environmental conditions, agricultural plants, pests, diseases, weeds.

## ВВЕДЕНИЕ

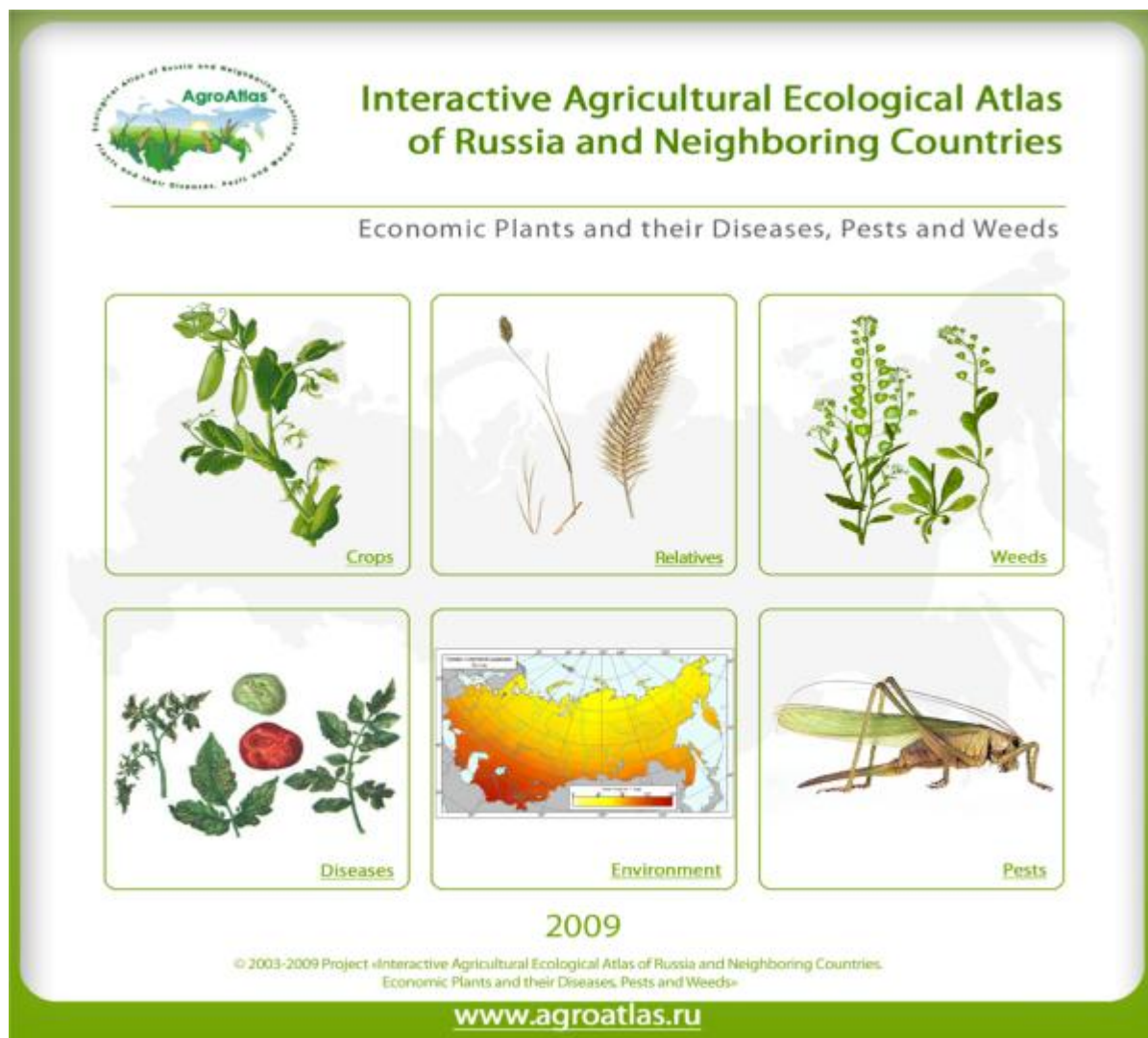
Доступность климатических и биологических данных — важный компонент обеспечения национальной безопасности в сфере продовольствия, поскольку такая информация необходима для принятия решений по сельскому хозяйству на уровне фермеров, технических экспертов, ученых и политических деятелей. Например, такие важные решения, как выбор оптимальных областей для растениеводства и районирование сортов могут быть сделаны на основе анализа климатических данных и данных о распространенности вредителей, болезней и сорняков в различных ландшафтах. Цель данного Проекта состояла в том, чтобы создать основанный на ГИС интерактивный сельскохозяйственный атлас России и сопредельных стран, который осуществлял бы поиск информации в области сельского хозяйства наиболее доступным способом. Атлас состоит из карт, текстов комментариев и метаданных, связанных воедино средствами ГИС, и характеризует распространение более или менее значимых сельскохозяйственных культур, выращиваемых в России и сопредельных странах, а также их поражение болезнями, повреждение вредителями и угнетение сорняками. Атлас также включает карты, описывающие распространение диких сороричей культурных растений, обитающих в пределах России и сопредельных стран, и также агроэкологические карты основных климатических факторов, влияющих на сельскохозяйственное производство. Над созданием Атласа работали три российских института. Ведущим учреждением являлся факультет Географии и геоэкологии Санкт-Петербургского Государственного Университета, который готовил выпуск агроклиматических карт, разрабатывал программное обеспечение для DVD, создавал сайт проекта и координировал выполнение проекта в целом. Всероссийский научно-исследовательский институт растениеводства им. Н. И. Вавилова отвечал за подготовку цифровых карт по регионам возделывания культурных растений и карт распространения их диких родичей, произрастающих в пределах России и сопредельных стран. Всероссийский научно-исследовательский институт защиты растений готовил цифровые карты, характеризующие распространение вредных видов: карты по заболеваниям культурных растений, по вредным членистоногим и позвоночным животным и по сорным растениям, которые имеют экономическое значение для производства сельскохозяйственной продукции в России и сопредельных странах.

В работе над Атласом принимали участие зарубежные партнеры (USDA- ARS). Их участие состояло в помощи при координации выполнения проекта, обеспечении методического контроля, гарантирующего высокое качество и стандартизацию данных, представляемых участвующими институтами, а также в обеспечении финансовой поддержки. Контроль и аудиторскую проверку всех действий по проекту, а также решение проблем материально-технического снабжения исполнителей осуществлял Международный Научно-Технический Центр (ISTC).

## СТРУКТУРА, СОДЕРЖАНИЕ И ИНТЕРАКТИВНЫЕ ВОЗМОЖНОСТИ АТЛАСА

Созданный в рамках Проекта «Агроэкологический атлас России и сопредельных стран: экономически значимые растения, их вредители, болезни и сорные растения» [1] представляет собой набор карт культурных растений, их диких сороричей и вредных организмов и связанной с ними информации: текстов, изображений и метаданных, - объединенных в рамках единой географической информационной системы. В нем описывается распространение более или менее значимых сельскохозяйственных культур, выращиваемых в странах бывшего СССР (100 видов культурных рас-

тений), а также их поражение болезнями, повреждение вредителями и угнетение сорняками (640 наиболее значимых вредных объектов). Атлас также включает карты, описывающие распространение диких родичей культурных растений, обитающих в пределах бывшего СССР (560 видов). 205 агроэкологических карт описывают распределение основных климатических факторов, влияющих на сельскохозяйственное производство. Карты биологических объектов представлены в виде векторных карт в открытом ГИС формате – mid/mif, масштаб 1:20000000. Агроэкологические карты растровые, пространственное разрешение 10 км, формат растровых карт также открытый – Idrisi (rdc/rst). Всего Агроатлас содержит более 1500 карт. Реализован он в интернет-варианте и на DVD.



**Рисунок 1** – Обложка DVD-версии Агроатласа

На интернете представлены изображения объектов и карт, их текстовые описания и информация о методах составления карт. В целом интернет версия позиционируется как общедоступная база данных, используемая на уровне традиционного справочника. В то же время с интернета можно скачать и реальные ГИС слои, представленные в Атласе, которые можно использовать как с программным обеспечением включенным в атлас, так и собственным – поскольку все ГИС слои Атласа представлены в открытых форматах и могут быть скачаны отдельно.

[www.agroatlas.ru](http://www.agroatlas.ru)

DVD-версия содержит карты в открытом ГИС-формате и имеет специальную программную оболочку для работы с компьютерными картами. Программное ГИС обеспечение Атласа позволяет одним кликом открывать материалы по каждому разделу Атласа, оперировать картами атласа и предоставляет возможности анализа и моделирования, недоступные традиционным атласам. В Агроатласе реализована возможность зуммирования карт, их взаимоналожения, возможность со-



здания и изменения палитр, инструмент определения пиксельных значений в каждой клетке растра (пиксельная пипетка), инструменты реклассификации и растровой алгебры. Программное обеспечение Агроатлас позволяет работать как с базами данных атласа, так и вводить в анализ внешние данные. DVD-версию, также, как и реальные ГИС слои карт, можно бесплатно скачать на сайте

The screenshot displays the AgroAtlas website interface. At the top left is the logo for the 'AGROATLAS OF RUSSIA AND NEIGHBORING COUNTRIES' with the tagline 'Economic Plants and their Diseases, Pests and Weeds'. The main title is 'Interactive Agricultural Ecological Atlas of Russia and Neighboring Countries'. Below the title are navigation links: 'Introduction', 'Contributors', 'Contact Us', 'Literature', and 'Downloads'. A search bar is located on the left. A sidebar on the left contains categories: 'Crops and Wild Relatives' (Crops, Relatives), 'Harmful Objects' (Diseases, Pests, Weeds), and 'Environment' (Climate, Soils, Vegetation). The main content area is titled 'Pests' and includes an alphabetical index (A-Z) and a link for 'Common name / Scientific name'. Under the letter 'A', several pest species are listed with their scientific names and common names, such as *Acanthoscelides obtectus* Say - Bean Weevil, *Acleris variegana* (Denis & Shiffermuller) - Garden Rose Tortrix, *Acrolepiopsis assectella* (Zeller) - Leek Moth, *Acyrtosiphon pisum* Harr. (pisi Kalt) - Pea Aphid, *Adelphocoris lineolatus* Goeze - Lucerne Plantbug, *Adoxophyes orana* (F.R.) - Summer Fruit Tortrix Moth, *Aelia acuminata* L. - Bishop's Mitre Shield Bug, and *Aelia rostrata* Boheman - Wheat Stink Bug.

Below the pest list is a map titled 'Area of distribution and damage of *Adelphocoris lineolatus* Goeze'. The map shows the distribution of this pest across Europe, North Africa, and parts of Asia. The legend indicates that orange areas represent 'Moderate' pest damage, lighter orange areas represent 'Low' damage, and yellow areas represent the 'Area of distribution'. The map includes latitude and longitude coordinates (30°N to 60°N, 60°E to 180°E).

At the bottom of the map section, there are two links: 'Object description' and 'Download GIS-layers'.

Рисунок 2 – Пример меню и карты Агроатлас

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Агроатлас – это первый в России интерактивный атлас по агроэкологической тематике, включающий карты в открытых ГИС форматах и специальное программное ГИС обеспечение для работы с ними.
2. Атлас содержит около 1500 карт и описаний: наиболее важных сельскохозяйственных культур (100), их диких родичей (560), вредных объектов (640) - болезней, вредителей сельскохозяйственных культур и сорных растений, а также карты агроэкологических факторов среды на территории бывшего СССР (св. 200).
3. Агроатлас может быть использован как традиционный справочник и база данных, в то же время программное ГИС обеспечение Агроатласа позволяет проводить эколого-географический анализ и моделирование распространения полезных и вредных биообъектов (environmental niche modelling), включенных в Агроатлас.

## ЛИТЕРАТУРА

[1] Afonin, A.N.; S.L. Greene; N.I. Dzyubenko, A.N. Frolov (eds.). 2008. Interactive Agricultural Ecological Atlas of Russia and Neighboring Countries. Economic Plants and their Diseases, Pests and Weeds [Online]. Available at: <http://www.agroatlas.ru>

## Глава II/5: СОЗДАНИЕ КАРТ ПРИРОДНЫХ ЛАНДШАФТНЫХ СИСТЕМ В СРЕДЕ ГИС Chapter II/5: Creation of Maps of Natural Landscape Systems in GIS

Александра А. Никифорова\*<sup>1</sup>; Мария Э. Флейс<sup>2</sup>, Максим В. Нырцов<sup>3</sup>

DOI 10.25680/9998.2018.19.79.102

\*Эл. Почта: [nikifsoil@gmail.com](mailto:nikifsoil@gmail.com)

1. Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, Факультет почвоведения, Ленинские горы, 1-12, 119991 Москва, Россия

2. Институт географии РАН, Старомонетный пер., 29, 119017 Москва, Россия

3. Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, Географический факультет, Ленинские горы, 1, 119991 Москва, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Разработаны теоретическая основа и технология создания карт природных ландшафтных систем. Под природными ландшафтными системами понимаются природные ландшафты, рассматриваемые с позиции системного подхода. Элементами таких систем являются породы, воздух, вода и организмы (основные элементы) и почва (производный элемент). Карты разных масштабных диапазонов (от глобального до локального) тематически согласованы и образуют масштабные ряды. Для каждого масштабного диапазона выбираются базовая система координат и географическая основа. Карты получают автоматически из интегральных полигональных слоев, создаваемых вручную на основе анализа преимущественно тематических, общегеографических и топографических карт. Интегральные полигональные слои содержат интегрированную информацию о вертикальной структуре и элементном составе природных ландшафтов, свойствах их основных элементов, а также названия и диагностические признаки природных ландшафтов и почв. Интеграция информации о ландшафтах осуществляется на основе разрабатываемой авторами иерархической естественной почвенно-ландшафтной классификации, являющейся основой легенд карт.

**Abstract.** A theoretical basis and technology for creation of maps of natural landscape systems have been developed. Natural landscape systems are regarded as natural landscapes considering from the perspective of the systems approach. Elements of such systems are rocks, air, water, and organisms (basic elements) and soil (a derived element). The maps at different ranges of scales (from global to local) are adjusted in relation to thematic content and combined into succeeding scales. For each range of scales, a base reference coordinate system and topographic basis are chosen. The maps are generated from integral polygon layers created manually for each range of scales basing on the analysis of primarily thematic, geographical, and topographic maps. The integral polygon layers contain an integrated information on vertical structure, a set of elements and basic element properties of natural landscapes, as well as names and diagnostic criteria of natural landscapes and soils. Integration of information is carried out due to a hierarchical natural soil-landscape classification serving as a basis for map legends and being developed by the authors.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** классификация почв, классификация ландшафтов, карты свойств, системный подход, многоуровневое ГИС-картографирование, многоуровневая иерархия, интеграция информации о ландшафтах, почвенно-ландшафтные связи

**Keywords:** soil classification, landscape classification, properties maps, the systems approach, multiscale GIS mapping, multiscale hierarchy, integration of information on landscapes, soil-landscape associations

## **ВВЕДЕНИЕ**

Для изучения природных ландшафтов, их научно-обоснованной оценки, инвентаризации и успешного использования необходимо интегрировать имеющуюся о них информацию, которая в настоящее время является крайне разрозненной, во многом не согласованной и противоречивой [1]. Карты природных ландшафтных систем являются результатом апробации разрабатываемых авторами принципов интеграции информации о ландшафтах на всех уровнях (от глобального до локального) на основе системного подхода [2]. В ландшафтных науках и почвоведении важность использования системного подхода, в том числе, для целей классификации давно не вызывает сомнения [3, 4, 5, 6, 7], однако, несмотря на это, он до сих пор остается нереализованным.

## **ПРИРОДНЫЕ ЛАНДШАФТНЫЕ СИСТЕМЫ**

Системный подход означает рассмотрение объектов как систем. Природные ландшафты также могут быть рассмотрены как системы. Под природными ландшафтными системами авторы [8] понимают структурные единицы ландшафтной сферы Земли, состоящие из взаимодействующих и взаимообусловленных элементов, образующих определенную вертикальную структуру. Все элементы таких систем являются материальными субстанциями и делятся на основные (породы, воздух, воду и организмы) и производные – почвы. Свойства ландшафтных элементов, как и любых других элементов, однородны. Под вертикальной структурой природных ландшафтных систем понимается взаимное расположение ландшафтных элементов, образующих горизонтальные слои. В том случае, если свойства основных элементов препятствуют почвообразованию, формируются ландшафты без почв. Границы природных почв и ландшафтов совпадают. Данное определение природных ландшафтных систем используется нами при разработки почвенно-ландшафтной классификации, которая служит основой легенд карт природных ландшафтных систем.

## **ПОЧВЕННО-ЛАНДШАФТНАЯ КЛАССИФИКАЦИЯ**

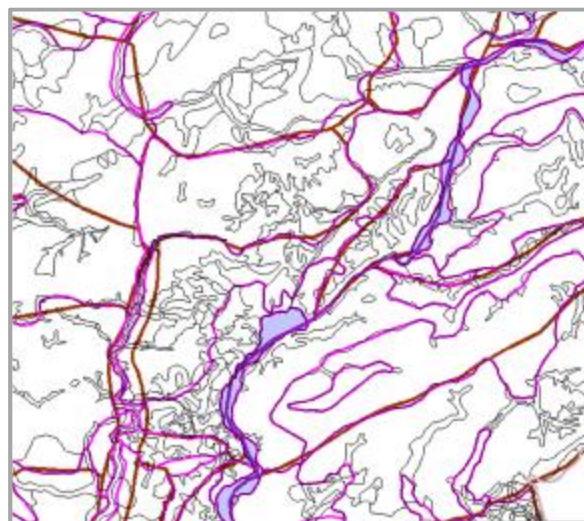
Разрабатываемая авторами классификация является естественной, то есть основывающейся на существенных свойствах почв и ландшафтов и нацеленной на выявление их генезиса и взаимосвязей [9]. Классификация имеет иерархическую структуру. Ее нулевой уровень представлен исходным множеством всех природных ландшафтов Земли. На уровнях I, II и III основаниями деления в классификации являются состав элементов (наличие/отсутствие почв), стабильность/изменчивость вертикальной структуры ландшафтов и ее тип. Начиная с IV уровня, ландшафты делятся в соответствии с существенными свойствами их основных элементов, определяющими существенные свойства почв. Определение почв В.В. Докучаева [10] позволяет утверждать, что последовательное деление ландшафтов, имеющих почвы, означает одновременное последовательное деление почв, поэтому классификация, по существу, объединяет в себе ландшафтную и почвенную классификации. Классификация разрабатывается и корректируется в процессе многоуровневого ГИС-картографирования.

## ТЕХНОЛОГИЯ СОЗДАНИЯ КАРТ

Карты природных ландшафтных систем получают автоматически из интегральных полигональных слоев, создаваемых вручную в семи масштабных диапазонах (1) 1:60 000 000 – 1:80 000 000; (2) 1:15 000 000 – 1:25 000 000; (3) 1:4 000 000 – 1:10 000 000; (4) 1:500 000 - 1:1 500 000; (5) 1:100 000 – 1:300 000; (6) 1:2 000 - 1:10 000; (7) 1:5 000 – 1: 2 000). Для каждого интегрального полигонального слоя выбирается географическая основа и базовая система координат.

Технология создания интегральных слоев [11, 12] включает:

1. Приведение электронных карт, отсканированных изображений традиционных бумажных карт и, при необходимости, других картографических источников (например, цифровых моделей рельефа, аэрофото- и космических снимков) к базовой системе координат.
2. Перевод бумажных легенд карт в цифровую форму «квазилегенд», которые представляют собой точечные слои, привязанные к приведенным к базовой системе координат растровым изображениям бумажных карт и содержащие взятую из легенд этих карт информацию о ландшафтах. Квазилегенды заменяют собой бумажные легенды карт, которые при большом их количестве эффективно использовать в среде ГИС проблематично.
3. Создание для каждого масштабного диапазона «геоинформационных светостолов», заменяющих традиционный светостол и представляющих собой ГИС проекты, включающие ГИС-слои, квазилегенды и приведенные к базовой системе координат картографические источники.
4. Создание вручную внутри каждого ГИС-проекта («геоинформационного светостола») интегральных полигональных слоев, содержащих информацию о природных ландшафтах и служащих базой данных для получения карт. Интеграция информации осуществляется благодаря почвенно-ландшафтной классификации, являющейся основой легенд карт. Интегральные полигональные слои связаны между собой (см. Рисунок 1). Первым создается слой первого масштабного диапазона, затем на его основе - слой второго масштабного диапазона и так далее. Каждый слой корректируется по слою следующего за ним масштабного диапазона.
5. Автоматическое получение карт природных ландшафтных систем из интегральных полигональных слоев.



**Рисунок 1** – Связь трех интегральных полигональных слоев, созданных в трех масштабных диапазонах и наложенных друг на друга.

— границы полигонов слоя масштабного диапазона 1:15 000 000 – 1:25 000 000

— границы полигонов слоя масштабного диапазона 1:4 000 000 – 1:10 000 000

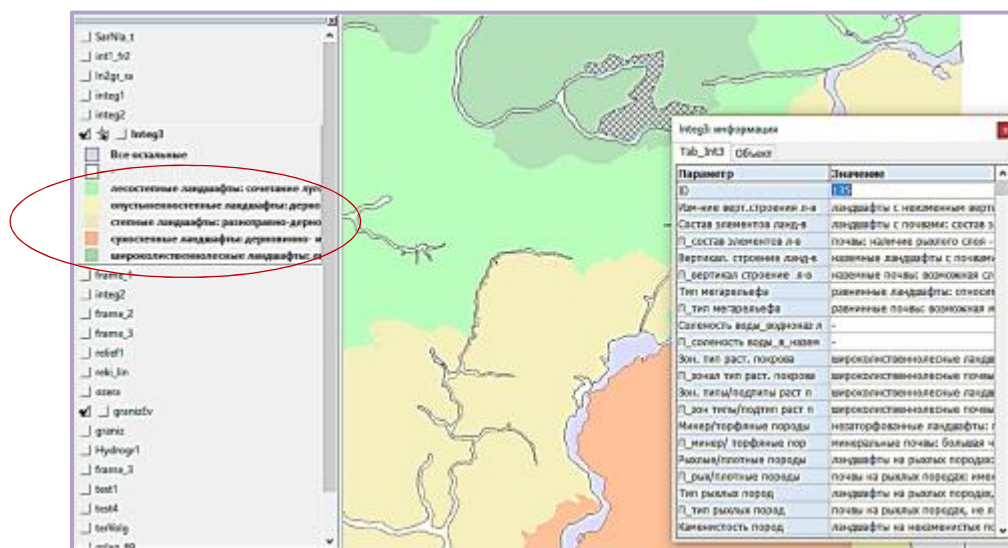
— границы полигонов слоя масштабного диапазона 1:500 000 - 1:1 500 000

Описанная технология апробирована на примере Европейской части России и ее отдельных районов для первых четырех масштабных диапазонов с привлечением более 100 тематических (ландшафтных, почвенных, климатических, геологических, растительности, грунтовых вод и других), а также общегеографических и топографических, главным образом, традиционных бумажных карт.

## ТЕМАТИЧЕСКОЕ СОДЕРЖАНИЕ КАРТ ПРИРОДНЫХ ЛАНДШАФТНЫХ СИСТЕМ

В среде ГИС атрибутивная информация отображается как в легендах карт, так и в окне информации, появляющемся на экране компьютера при наведении курсора мыши на любой из полигонов интегрального полигонального слоя (Рисунок 2).





**Рисунок 2** – Отображение в среде ГИС тематического содержания карты природных ландшафтных систем, характеризующихся разными зональными типами растительного покрова. Слева – легенда карты, справа – атрибутивная информация, привязанная к заштрихованному в косую клетку полигону. Масштабный диапазон 1:4 000 000 – 1:10 000 000.

**Таблица 1** – Атрибутивная информация, содержащаяся в одном из полигонов интегрального полигонального слоя масштабного диапазона 1:500 000 - 1:1 500 000 (фрагмент).

| Классификационные признаки                                    | Названия и диагностические признаки природных ландшафтов и соответствующих им почв   |
|---|--|
| Стабильность/изменяемость вертикальной структуры ландшафтов   | <i>Ландшафты со стабильным вертикальным строением:</i> взаимное расположение элементов ландшафтов постоянно  |
| Состав элементов ландшафтов (наличие/отсутствие почв)         | <i>Ландшафты с почвами:</i> состав элементов ландшафтов - горные породы, воздух, вода, организмы, почвы; породы, залегающие сверху, рыхлые<br><i>Почвы:</i> наличие рыхлого слоя - гумусового, перегнойного или торфяного горизонта с живыми и отмершими организмами, контактирующего с атмосферным воздухом или мелкими поверхностными водами (листья и стебли укорененных растений находятся как в воде, так и над ней), залегающего на горных породах или одним или несколькими минеральными горизонтами, отличающихся от пород цветом, структурой, составом и другими свойствами |
| Тип вертикальной структуры ландшафтов                         | <i>Наземные ландшафты:</i> схема вертикальной структуры<br>Воздух   Почвы + (Вода)   Горные породы + (Вода)<br><i>Наземные почвы:</i> возможная слоистость почв не связана с периодическим отложением на их поверхности свежего литогенного материала. Возможно переувлажнение почв за счет избыточного количества осадков и/или выхода подземных вод; слоя воды на поверхности почв не образуется   |
| Тип мегарельефа   | <i>Равнинные ландшафты:</i> относительно ровные поверхности с малыми колебаниями высот (до 300-400 м) и преобладанием незначительных уклонов (до 5-10°)<br><i>Равнинные почвы:</i> возможная мелкая контурность почвенного покрова не связана с пространственной неоднородностью горных пород, частым и сильным изменением экспозиции и крутизны склонов   |
| Зональный тип растительного покрова (в связи с макроклиматом) | <i>Широколиственнолесные ландшафты:</i> листопадные широколиственные леса с 1-2 древесными подъярусами, кустарниковым подлеском, травяным и фрагментарным моховым покровом. Сумма температур воздуха выше 10°C 2200-2600°, вегетационный период 160-200 дн., осадки 400-600 мм/год. Кувл 0,9-1,2<br><i>Широколиственнолесные почвы:</i> умеренно-теплые, достаточно-увлажняемые  |

Таблица 1. Продолжение.

|   |   |
|---|---|
| Горные породы:<br>торфяные/не торфяные                      | <i>Незоторфованные ландшафты</i> : горные породы, залегающие сверху, минеральные  |
|   | <i>Минеральные почвы</i> : большая часть профиля представлена минеральными горизонтами; верхний горизонт - гумусовый, перегнойный или торфяной; мощность торфяного горизонта <30 см |
| Горные породы: рых-<br>лые/консолидированные                | <i>Ландшафты на рыхлых породах</i> : породы сложены из несцементированных между собой обломков плотных пород и минеральных зерен  |
|   | <i>Почвы на рыхлых породах</i> : имеют как минимум один горизонт - гумусовый, перегнойный или торфяной  |
| Горные породы: щебнистый<br>элювий/не щебнистый элю-<br>вий | <i>Ландшафты на рыхлых породах, не являющихся щебнистым элювием плотных пород</i> : рыхлые породы генетически не связаны с плотными породами, которые могут их подстилать           |
|   | <i>Почвы на рыхлых породах, не являющихся щебнистым элювием плотных пород</i> : возможная каменистость почв не нарастает постепенно вниз по профилю                                 |

Представление об информативности карт природных ландшафтных систем в среде ГИС, дает Таблица 1. Следует иметь в виду, что диагностические признаки природных ландшафтов и почв, приведенные в этой таблице, являются предварительными и требующими в некоторых случаях проведения специальных исследований.

В интегральные полигональные слои можно также вносить информацию о возможном использовании и улучшении природных ландшафтов с целью получения карт соответствующей тематики.

В схеме вертикальной структуры наземных ландшафтов символ | обозначает границу между горизонтальными слоями ландшафтных элементов; символ + - взаимопроникновение элементов; круглые скобки – возможное отсутствие элементов в слое.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Для создания карт природных ландшафтных систем использован системный подход.
2. Карты тематически согласованы и отображают интегрированную информацию о свойствах природных ландшафтных систем и их элементов на всех уровнях – от глобального до локального.
3. Интеграция информации достигается благодаря иерархической естественной почвенно-ландшафтной классификации.
4. Карты отличает высокая информативность.

## ЛИТЕРАТУРА

- [1] Никифорова, А.А., Флейс, М.Э., Борисов, М.М. 2014. Тематическая интеграция пространственных данных о природных элементах ландшафтов в среде ГИС. - Известия РАН. Серия географическая 1: 85-93
- [2] Von Bertalanffy, L. 1968. General system theory: Foundations, development and applications. New York: George Braziller, 289 pp.
- [3] Chorley, R.J., Kennedy B.A. 1971. Physical Geography: A systems approach. London: Prentice-Hall International, 370 pp.
- [4] Карпачевский, Л.О. 1981. Лес и лесные почвы. М.: Лесная промышленность. 264 с.
- [5] Phillips, J.D., 1998. On the relations between complex systems and the factorial model of soil formation (with discussion). - Geoderma 86: 1-21
- [6] Juma, N.G. 1999. The pedosphere and its dynamics: A systems approach to soil science, vol. 1: Introduction to soil science and soil resources. Edmonton: Salman Productions, 315 pp.
- [7] Васильевская, В.Д., Зборищук, Ю.Н., Куст, Г.С., Богатырев, Л.Г. 2000. Диагностика и номенклатура почв в мировых почвенно-классификационных системах. М.: Изд-во МГУ. 80 с.
- [8] Nikiforova, A.A., Fleis, M.E., Borisov M.M. 2013. Towards methodologies for global soil mapping. In: Arrouays et. al. (eds). GlobalSoilMap: Basis of the global spatial soil information system. Proceedings of the 1st GlobalSoilMap Conference, Orleans, France, 7-9 October 2013 / Leiden, The Netherlands: CRC Press/Balkema, 291-294

- [9]Розова, С.С. 1986. Классификационная проблема в современной науке. Новосибирск: Наука, Сибирское отделение, 223 с.
- [10]Докучаев, В.В. 1886. Главные моменты в истории оценок земель Европейской России, с классификацией русских почв. СПб.: тип. Е. Евдокимова, 391с.
- [11]Флейс, М.Э., Никифорова, А.А., Борисов, М.М. 2011. Геоинформационный светостол для тематических карт. - Известия РАН. Серия географическая 4: 98-105
- [12]Флейс, М.Э., Никифорова, А.А., Нырцов, М.В., Борисов, М.М., Хропов, А.Г. 2016. Создание масштабного ряда почвенно-ландшафтных карт в геоинформационной среде. – Известия РАН. Серия географическая 1: 147–155

**Глава II/6: ТЕХНОЛОГИЯ ВЫЯВЛЕНИЯ И ОПИСАНИЯ ДИНАМИЧНЫХ ПОЧВЕННЫХ ПРОЦЕССОВ СРАВНЕНИЕМ РАЗНОВРЕМЕННЫХ КАРТ ЗАСОЛЕНИЯ ПОЧВ**  
**Chapter II/6: Technology for Identification and Description of the Soil Process Dynamics by Comparison of Soil Salinity Maps of Different Survey Periods**

Дмитрий И. Рухович\*<sup>1</sup>, Мария С. Симакова<sup>1</sup>, Андрей Л. Куляница<sup>2</sup>, Полина В. Королева<sup>1</sup>, Наталья В. Калинина<sup>1</sup>, Галина И. Черноусенко<sup>1</sup>, Екатерина В. Вильчевская<sup>1</sup>, Елена А. Долинина<sup>1</sup>

DOI 10.25680/9363.2018.48.74.103

\*Эл. Почта: [landmap@yandex.ru](mailto:landmap@yandex.ru)

1. Почвенный институт имени В.В. Докучаева, Пыжевский пер., 7 стр.2, 119017, Москва, Россия

2. ООО "Айти Парма", Кожевническая ул., 7 стр. 1, 115114, Москва, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Проведена оценка степени изменчивости засоления почв в масштабе 1 : 10 000 на площади 5 000 га за период в 25 лет. Установлено, что временной шаг исследования должен составлять не более одного года и охватывать период не менее 5 лет. Основным методом фиксации засоления может являться только картография на основе автоматизированного дешифрирования данных дистанционного зондирования. Сравнение множества разновременных карт позволяет создавать карты трендов засоления почв и карту динамичности процессов засоления, которые и позволяют выявить и описать процессы идущие в ландшафте. Созданная технология позволила выявить явление суперротации засоления почв, обусловленное антропогенным воздействием, не соответствующим ландшафтным особенностям.

**Abstract.** An assessment of the degree of variability of soil salinity at a scale of 1: 10,000 over an area of 5,000 ha for a period of 25 years was made. It was found that the time step of the study should not exceed one year and cover a period of not less than 5 years. The main method of fixation of salinity can be mapped solely based on automated interpretation of remote sensing data. Comparison of a multitude of different maps allows creating maps of soil salinity trends and a map of the dynamics of salinity processes, which allow us to identify and describe the processes that occur in the landscape. The created technology revealed the phenomenon of super-rotation of soil salinity, caused by anthropogenic impact, not corresponding to landscape features.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** динамика засоления почв, карты засоления почв, мониторинг, данные дистанционного зондирования

**Keywords:** dynamics of soil salinization, soil salinity maps, monitoring, remote sensing data

## **ВВЕДЕНИЕ**

Классический мониторинг почвенных процессов ведется путем сравнения двух карт почвенных свойств. При этом делаются выводы об интенсивности и направленности процессов. Предполагается, что между двумя сроками построения карт изменения идут равномерно и прямолинейно. Для изучения засоления почв орошаемых земель по инструкции карты засоления почв строились с периодом в 5 лет. По этим картам рассчитывались промывные нормы и велось мелиоративное воздействие. К началу 1980-х годов расчеты запасов солей в метровом слое все яснее позволяли

утверждать, что мелиоративное воздействие не ведет к снижению общих запасов солей территории Голодной степи Узбекистана. То есть борьба с засолением приводит к лишь к временным и локальным эффектам в точке воздействия. Это не находило объяснения в рамках методов мониторинга и описания геохимических потоков в ландшафте. Целью данной работы являлась разработка адекватных методов изучения площадной (пространственно-распределенной) изменчивости почвенных свойств и описания на их основе динамики вторичного засоления.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Основным методом работы является крупномасштабное картографирование засоления почв на основе модифицированной методики Панковой-Мазикова [2]. Модификация проведена в работах Руховича Д.И. [1, 3, 4]. Методика позволяет создавать карты засоления почв в масштабе 1 : 10 000 ежегодно на всю территорию хлопкосеющей зоны.

Вторым методом работы является совокупность технических приемов пересечения векторных и растровых карт между собой. При пересечении создаются как новые карты, так и базы данных к ним, содержащие разновременную информацию на каждый вновь образованный контур.

Материалами для исследования служат данные дистанционного зондирования (ДДЗ). В работе использованы различные ДДЗ:

1. Материалы аэрофотосъемки, выполненной в 1982 - 1999 гг.
2. ДДЗ Landsat 5, 7, 8.
3. ДДЗ высокого пространственного разрешения (1-2 м.).

Кроме ДДЗ использовались топографические карты масштаба 1 : 10 000 и результаты наземных калибровочных изысканий.

**Таблица 1.** Площади и количество контуров с различной степенью засоления почв, полученные при дешифрировании АФС в 1983–1989 гг.

| Год  | Незасоленные и слабо-засоленные |            | Средне-засоленные |            | Сильно-засоленные |            | Очень сильно засоленные |            | Всего картировали |             | (3) |
|------|---------------------------------|------------|-------------------|------------|-------------------|------------|-------------------------|------------|-------------------|-------------|-----|
|      | (1)                             | (2)        | (1)               | (2)        | (1)               | (2)        | (1)                     | (2)        | (1)               | (2)         |     |
| 1983 | <u>24.92</u>                    | <u>349</u> | <u>15.67</u>      | <u>388</u> | <u>8.29</u>       | <u>364</u> | <u>4.77</u>             | <u>342</u> | <u>53.65</u>      | <u>1443</u> | 2.7 |
|      | 46.4                            | 24.2       | 29.2              | 26.2       | 15.5              | 25.2       | 8.9                     | 23.7       | 100               | 100         |     |
| 1985 | <u>10.91</u>                    | <u>387</u> | <u>19.72</u>      | <u>403</u> | <u>15.97</u>      | <u>364</u> | <u>6.55</u>             | <u>258</u> | <u>53.15</u>      | <u>1412</u> | 3.8 |
|      | 20.5                            | 27.4       | 37.1              | 28.5       | 30.0              | 25.8       | 12.3                    | 18.3       | 100               | 100         |     |
| 1986 | <u>18.48</u>                    | <u>375</u> | <u>17.18</u>      | <u>382</u> | <u>8.66</u>       | <u>344</u> | <u>4.88</u>             | <u>220</u> | <u>49.20</u>      | <u>1321</u> | 3.0 |
|      | 37.6                            | 28.4       | 34.9              | 28.9       | 17.6              | 26.0       | 9.9                     | 16.7       | 100               | 100         |     |
| 1988 | <u>11.43</u>                    | <u>343</u> | <u>17.34</u>      | <u>411</u> | <u>14.08</u>      | <u>374</u> | <u>7.10</u>             | <u>199</u> | <u>49.95</u>      | <u>1327</u> | 3.7 |
|      | 22.9                            | 25.8       | 34.7              | 31.0       | 28.2              | 28.2       | 14.2                    | 15.0       | 100               | 100         |     |
| 1989 | <u>9.04</u>                     | <u>288</u> | <u>16.25</u>      | <u>422</u> | <u>16.26</u>      | <u>414</u> | <u>8.19</u>             | <u>340</u> | <u>49.74</u>      | <u>1464</u> | 3.9 |
|      | 18.2                            | 19.7       | 32.7              | 28.8       | 32.7              | 28.3       | 16.5                    | 23.2       | 100               | 100         |     |

**Примечание:** (1) - площадь; (2) - количество контуров; (3) - усредненное засоление, Na, смоль(экв)/кг; над чертой – площадь (км<sup>2</sup>) и количество контуров; под чертой – доля от общей площади и общего количества контуров, %

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В таблице 1 приведены данные о засолении почв по пяти картам засоления. Единственный вывод, который можно сделать по этим картам и таблице, это то, что идет слабый рост засоления территории. Этот рост не выходит за пределы среднего засоления. То есть наблюдается относительная стабильность режима засоления. В таблице 2 содержатся данные только для той части контуров почвенных карт, где засоление не изменилось при сравнении карт разных лет. Эти карты в методике названы картами стабильного засоления. Из таблицы следует, что при сравнении двух карт засоления за любой временной интервал засоление останется неизменным только на одной трети



территории. Если же выявить контуры, где засоление не менялось на всех картах по годам, то так называемые стабильные территории составляют площадь порядка 5%.

По таблице 2 можно сделать выводы прямо противоположные выводам по таблице 1. Территория находится в крайне неустойчивом состоянии, где засоление меняется на 2/3 площади от года к году. Анализ проведенный по оценке величин на которые могут меняться степени засоления между двумя годами показал, что половина изменений имеет величины более 1 градации. То есть в течение года почвы из незасоленных могут стать сильно засоленными и наоборот - сильно засоленные почвы могут стать незасоленными.

Фактически идет интенсивное перераспределение солей внутри территории без существенного изменения запасов солей. Это явление названо суперротацией засоления почв. Суперротация показывает, что мелиоративное воздействие крайне не эффективно, но очень масштабно.

**Таблица 2.** Площади и количество контуров с различной степенью засоления почв, полученные по картам стабильного засоления 1983-1989 гг. (над чертой – площадь (км<sup>2</sup>) или количество контуров, под чертой – доля от общей площади или от общего количества контуров, %)

| Годы сравнения | Незасоленные и слабо-засоленные |                    | Средне-засоленные   |                    | Сильно-засоленные  |                    | Очень сильно-засоленные |                    | Итого (3)            | Всего картировали   |                    |
|----------------|---------------------------------|--------------------|---------------------|--------------------|--------------------|--------------------|-------------------------|--------------------|----------------------|---------------------|--------------------|
|                | (1)                             | (2)                | (1)                 | (2)                | (1)                | (2)                | (1)                     | (2)                |                      | (1)                 | (2)                |
| 1983 и 1985    | <u>5.61</u><br>12.7             | <u>608</u><br>27.1 | <u>5.5</u><br>12.5  | <u>819</u><br>36.4 | <u>2.27</u><br>5.1 | <u>589</u><br>26.2 | <u>1.27</u><br>2.9      | <u>231</u><br>10.3 | <u>14.65</u><br>33.2 | <u>44.1</u><br>100  | <u>2247</u><br>100 |
| 1985 и 1986    | <u>4.12</u><br>9.8              | <u>594</u><br>27.3 | <u>5.6</u><br>13.4  | <u>792</u><br>36.4 | <u>2.65</u><br>6.3 | <u>612</u><br>28.2 | <u>1.21</u><br>2.9      | <u>175</u><br>8.1  | <u>13.6</u><br>32.4  | <u>41.93</u><br>100 | <u>2173</u><br>100 |
| 1986 и 1988    | <u>3.39</u><br>8.4              | <u>371</u><br>20.7 | <u>4.53</u><br>11.2 | <u>665</u><br>37.0 | <u>2.07</u><br>5.1 | <u>540</u><br>30.1 | <u>1.19</u><br>2.9      | <u>219</u><br>12.2 | <u>11.18</u><br>27.6 | <u>40.5</u><br>100  | <u>1795</u><br>100 |
| 1988 и 1989    | <u>2.54</u><br>5.6              | <u>345</u><br>14.5 | <u>5.5</u><br>12.0  | <u>789</u><br>33.1 | <u>4.24</u><br>9.3 | <u>954</u><br>40.0 | <u>2.05</u><br>4.5      | <u>299</u><br>12.5 | <u>14.33</u><br>31.3 | <u>45.73</u><br>100 | <u>2387</u><br>100 |
| с 1983 по 1989 | <u>0.45</u><br>1.7              | <u>147</u><br>21.0 | <u>0.6</u><br>2.2   | <u>379</u><br>54.2 | <u>0.14</u><br>0.5 | <u>124</u><br>17.7 | <u>0.23</u><br>0.8      | <u>49</u><br>7.0   | <u>1.43</u><br>5.3   | <u>27.14</u><br>100 | <u>699</u><br>100  |

**Примечание:** (1) - площадь; (2) - количество контуров; (3) - площадь стабильного засоления, км<sup>2</sup>; над чертой – площадь (км<sup>2</sup>) и количество контуров; под чертой – доля от общей площади и общего количества контуров, %

Для картографического описания суперротации предложена карта динамичности территории (Рис. 1), позволяющая проанализировать среднюю амплитуду процессов засоления–рассоления или изменчивость степени засоления в каждом контуре на протяжении ряда лет, а не по сравнению двух лет обследований. Она построена совмещением карт засоления 1983, 1985, 1986, 1988 и 1989 гг. Для каждого полученного контура рассчитывали коэффициент динамичности по формуле:

$$k = \frac{\sum_{i=1}^n |a_i - a_{i+1}|}{n - 1},$$

где  $k$  – коэффициент динамичности;  $n$  – количество туров обследования;  $i$  – номер тура обследования;  $a$  – значение исследуемого параметра. В нашем случае формула имеет следующий вид:

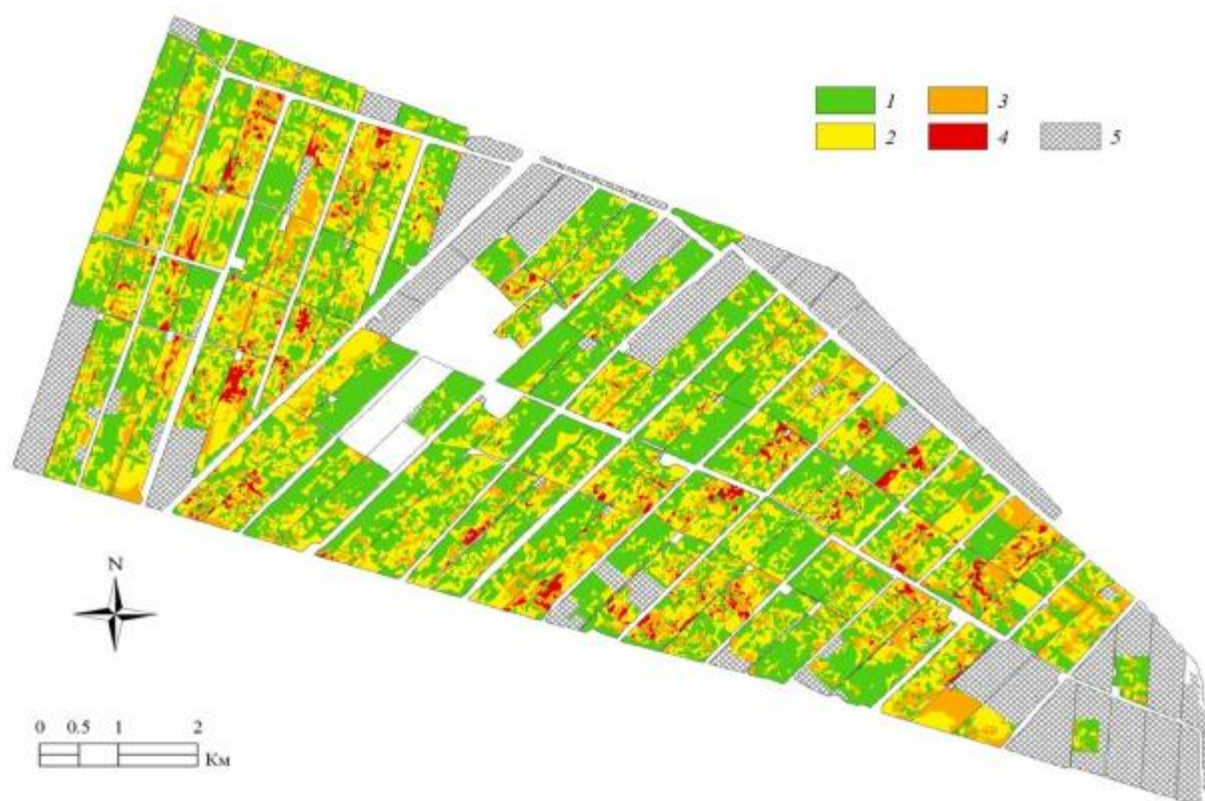
$$k = (|a-b| + |b-c| + |c-d| + |d-e|) / (n-1).$$

где  $k$  – коэффициент динамичности;  $a$  – степень засоления в 1983 г.;  $b$  – степень засоления в 1985 г.;  $c$  – степень засоления в 1986 г.;  $d$  – степень засоления в 1988 г.;  $e$  – степень засоления в 1989 г.;  $n$  – количество карт, участвующих в расчетах.

Коэффициент динамичности имеет значения от нуля, если степень засоления в контуре не изменилась, до  $(m - 1)$ , где  $m$  – число градаций засоления.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Технология выявления и описания динамичных почвенных свойств является эффективным инструментом анализа процессов засоления почв орошаемой зоны Узбекистана [4].
2. Разработанные в качестве индикаторов изменчивости солевого режима орошаемой зоны Узбекистана (динамичности геохимического потока), карты трендов и динамичности почвенных свойств хорошо описывают почвенные процессы других территорий Евразии и лежат в основе метода ретроспективного мониторинга [1].
3. Метод оценки динамичности имеет большой потенциал в исследовании смежных с почвоведением дисциплин, таких как исследования по интенсивности эксплуатации почвенно-земельного покрова [5].



**Рисунок 1** - Карта динамичности территорий: 1 – коэффициент динамичности  $\leq 0.5$ , 2 – коэффициент динамичности 1, 3 – коэффициент динамичности 1.5, 4 – коэффициент динамичности  $\geq 2$ , 5 – не проводились регулярные исследования.

## БЛАГОДАРНОСТЬ

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (гранты №№ 16-07-00885, 16-07-00891).

## ЛИТЕРАТУРА

- [1] Брызжев А.В., Рухович Д.И., Королева П.В., Калинина Н.В., Вильчевская Е.В., Долинина Е.А., Рухович С.В. Организация ретроспективного мониторинга почвенно-земельного покрова Азовского района Ростовской области // Почвоведение. 2013. № 11. С. 1294-1315.
- [2] Панкова Е.И., Мазиков В.М. Методические рекомендации по использованию материалов аэрофотосъемки для оценки засоления почв и проведения солевых съемок орошаемых территорий хлопкосеющей зоны в крупных и средних масштабах. М., 1985. 73 с.
- [3] Рухович Д.И. Многолетняя динамика засоления орошаемых почв центральной части Голодной степи и методы ее выявления. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М. 2009. 24с.
- [4] Рухович Д.И., Симакова М.С., Куляница А.Л., Брызжев А.В., Королева П.В., Калинина Н.В., Черноусенко Г.И., Вильчевская Е.В., Долинина Е.А., Рухович С.В. Методология сравнения разно-

временных почвенных карт в целях выявления и описания динамики почвенного покрова на примере мониторинга засоления почв // Почвоведение. 2016. № 2. С. 164-181.

[5] Рухович Д.И. Измерение интенсивности землепользования пахотных земель // Земля из космоса. 2017. №7 (23). С. 22-30.

**Глава II/7: ПОДХОД К РАЗДЕЛЕНИЮ КАШТАНОВЫХ ПОЧВ ПО  
БИОКЛИМАТИЧЕСКОМУ ПОТЕНЦИАЛУ НА ОСНОВЕ  
КЛИМАТО-ПОЧВЕННО-ГРАНУЛОМЕТРИЧЕСКОГО КОЭФФИЦИЕНТА**  
**Chapter II/7: Approach for the Separation of Chestnut Soils According to their Bioclimatic  
Potential Based on a Climate-Soil-Granulometric Coefficient**

**Наталья В. Калинина\*, Полина В. Королева, Мария С. Симакова, Дмитрий И. Рухович, Евгения И. Панкова, Галина И. Черноусенко**

DOI 10.25680/4167.2018.69.92.104

\*Эл. Почта: [landmap@yandex.ru](mailto:landmap@yandex.ru)

Почвенный институт имени В.В.Докучаева, Пыжевский пер., 7 стр.2, 119017, Москва, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Разработана система разделения территории распространения каштановых почв на природно-сельскохозяйственные зоны обладающие близки биоклиматическим потенциалом. Система основана на предложенной авторами сумме превышения осадков над испаряемостью с почвенно-гранулометрической поправкой, которая является климато-почвенно-гранулометрическим коэффициентом. Технология расчетов поправки строится на глубине промачивания почвы для достижения запасов влаги, обеспечивающих устойчивую вегетацию, и на величинах влагоудерживающей способности почв. Система обладает предсказательным эффектом и пригодна для отслеживания изменений границ природно-сельскохозяйственных зон при динамике климатических показателей и показателей деградации почв

**Abstract.** A system for dividing the territory of distribution of chestnut soils into natural-agricultural zones with similar bioclimatic potential has been developed. The system is based on the sum of the precipitation excess over the evaporation with the soil-granulometric correction proposed by the authors, which is a climatic-soil-granulometric coefficient. The technology of calculation of the correction is based on the depth of soaking the soil to achieve moisture reserves that ensure a stable vegetation, and on the water retention capacity of soils. The system has a predictive effect and is suitable for tracing changes in the boundaries of natural and agricultural zones in the dynamics of climatic indices and indicators of soil degradation.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** сухостепная зона, зонирование, районирование, биоклиматический потенциал, криоаридные территории, каштановые почвы

**Keywords:** dry steppe zone, zoning, bioclimatic potential, cryoarid territories, chestnut soils

## **ВВЕДЕНИЕ**

Каштановые почвы традиционно относят к зоне сухих степей, что отражено на карте природно-сельскохозяйственного районирования [2]. Большинство рекомендаций по ведению сельского хозяйства и культивированию различных культурных растений едины для зоны. Сухостепная зона, как и остальные зоны, выделяется на основании климатических данных, таких как сумма активных температур и коэффициент увлажнения (КУ). Гранулометрический состав учитывается при районировании на самых низких таксономических уровнях, как и почвенный покров. Природно-сельскохозяйственные зоны носят геоботанические наименования: тундра, тайга, лесостепь, степь, сухая степь, полупустыня и т.д. За пределами Русской равнины геоботанические наименования утрачивают свой смысл. Карты растительности [1] за пределами русской равнины показывает, что на каштановых почвах могут находиться растительные ассоциации типичных степей, сухих степей, опустыненных степей и т.д. Карта земельных угодий [3] так же показывает, что по типам и степени сельскохозяйственной эксплуатации каштановые почвы далеко не однородны. Остается предположить, что в существующих методах выделения зон, обладающих сходным биоклиматическим потенциалом не учтен ряд характеристик. Такими характеристиками возможно являются показатели водоудерживающей способности почвы. Методы, которые будут основаны на учете

климата, почвы и гранулометрического состава в должной пропорции должны значительно лучше описывать потенциал почв и являться климато-почвенно-гранулометрическим коэффициентом.

## ЦЕЛЬ МЕТОДА

Современные методы районирования и зонирования построены на доминанте какого-либо из признаков. В большинстве методов значимость климата (доминирование в методе) превышает все остальные компоненты ландшафта. Цель данной работы показать, что для выделения природно-сельскохозяйственных зон не может быть доминанты климата над свойствами почв и гранулометрического состава [4]. Цель данного метода - расчет зон близкого биоклиматического потенциала на основе количественного учета параметров климата, почвенного покрова и гранулометрического состава почв.

## ПРИНЦИП И ПРОЦЕДУРА

Основной принцип метода заключается в том, что при одинаковых параметрах климата разные почвы на разном гранулометрическом составе обеспечивают разную относительную эффективность осадков. Эффективность складывается из необходимой глубины промачивания, которая обеспечит необходимую вегетацию, и способность удерживать влагу в верхних горизонтах почвы. В таблице 1 даны необходимые глубины промачивания, а в таблице 2 дан запас продуктивной влаги при наименьшей полевой влагоемкости. Из таблиц следует, что при одной и той же глубине промачивания, растению будет доступно разное количество влаги. Т.е., в зависимости от гранулометрического состава один и тот же тип почвы значительно различается по способности обеспечивать влагой тот или иной тип растительности. Физически наибольшей биопродуктивностью [5] будут обладать почвы, обеспечивающие больший влагозапас продуктивной влаги в меньшем слое. Чем глубже проваливаются осадки, тем меньшую биологическую эффективность они имеют, чем меньше продуктивной влаги в корнеобитаемом слое может удерживать почва, тем меньше ее биологическая эффективность.

Учет относительной эффективности осадков ведется через коэффициент влагозарядки почвенно-гранулометрический - КВпг.

Физически КВпг, является функцией от глубины необходимого промачивания и величины продуктивной влаги:

$$KB_{пг} = f(L, p)$$

КВпг вычисляется так:

$$KB_{пг} = Lc/L$$

где:

$$L = z \times (100/p)$$

$L$  - глубина минимально-необходимого промачивания для достижения количества продуктивной влаги, необходимой для вегетации в мм;

$Lc$  - величина середины диапазона возможных значений  $L$  (таб. 1);

$z$  - количество продуктивной влаги, необходимой для вегетации в мм.;

$p$  - максимальный запас продуктивной влаги (при полной полевой влагоемкости) в метровом слое в мм.

Математически КВпг является величиной на которую необходимо умножить величину середины диапазона значений глубин для достижения расчетных  $L$  в таблице 1 -  $Lc = (97.7 - 39.9)/2 + 39.9 = 68.8$ , где 39.9 минимальное значение  $L$ , а 97.7 максимальное.

Большая часть осадков степной, сухостепной и пустынной зон тратится на испарение. На промачивание расходуется только та часть осадков, которая превышает испаряемость - сумма превышений осадков над испаряемостью (СПО). С учетом КВпг можно рассчитать СПО почвенно-гранулометрическую (СПОпг).

С учетом всех поправок на рисунке 1 дан график распределения контуров каштановых почв России в зависимости от СПОпг и суммы активных температур.

Формулы СПО, КВпгсм и СПОпг выглядят так:

$$СПО = \sum_{i=1}^n (R - E)$$

$$KBn_{гсм} = KBn_{г} \times s \times m$$

$$СПО_{nг} = СПО \times KBn_{гсм} = KBn_{г} \times s \times m \times \sum_{i=1}^n (R - E)$$

где:

*СПО* - сумма превышения осадков над испаряемостью, *СПО<sub>nг</sub>* - сумма превышения осадков над испаряемостью с поправкой на свойства почвы и гранулометрического состава, *KBn<sub>г</sub>* - коэффициент влагозарядки почвенно-гранулометрический; *KBn<sub>гсм</sub>* - коэффициент влагозарядки почвенно-гранулометрический с учетом солонцеватости и мицеллярной карбонатности (табл. 2), *R* - месячная сумма осадков в мм; *E* - месячная испаряемость с открытой водной поверхности в мм; *s* - поправка на солонцеватость; *m* - поправка на мицеллярную карбонатность; *n* - число месяцев в году, где *R-E*>0; *i* - месяц в году, где *R-E*>0.

**Таблица 1.** Величины KBn<sub>г</sub> и необходимых параметров его вычисления для различных подтипов почв и разного гранулометрического состава.

| Подтипы каштановых почв | Гранулометрический состав каштановых почв | z, мм | p, мм | L, см | KBn <sub>г</sub> |
|-------------------------|---|-------|-------|-------|------------------|
| темно-каштановые        | глинистый и тяжелосуглинистый             | 75    | 185.0 | 40.5  | 1.39             |
| темно-каштановые        | среднесуглинистый                         | 75    | 188.0 | 39.9  | 1.40             |
| темно-каштановые        | легкосуглинистый                          | 75    | 172.0 | 43.6  | 1.35             |
| темно-каштановые        | песчаный и супесчаный                     | 75    | 117.0 | 64.1  | 1.07             |
| каштановые              | глинистый и тяжелосуглинистый             | 100   | 189.5 | 52.8  | 1.22             |
| каштановые              | среднесуглинистый                         | 100   | 174.0 | 57.5  | 1.16             |
| каштановые              | легкосуглинистый                          | 100   | 158.5 | 63.1  | 1.08             |
| каштановые              | песчаный и супесчаный                     | 100   | 122.5 | 81.6  | 0.82             |
| светло-каштановые       | глинистый и тяжелосуглинистый             | 125   | 194.0 | 64.4  | 1.06             |
| светло-каштановые       | среднесуглинистый                         | 125   | 160.0 | 78.1  | 0.87             |
| светло-каштановые       | легкосуглинистый                          | 125   | 145.0 | 86.2  | 0.76             |
| светло-каштановые       | песчаный и супесчаный                     | 125   | 128.0 | 97.7  | 0.60             |

**Таблица 2.** Величины KBn<sub>гсм</sub> для различных родов почв и разного гранулометрического состава.

| Подтипы каштановых почв | Роды                              | Гранулометрический состав     |                   |                  |                       |
|-------------------------|-----------------------------------|-------------------------------|-------------------|------------------|-----------------------|
|                         |                                   | глинистый и тяжелосуглинистый | среднесуглинистый | легкосуглинистый | песчаный и супесчаный |
| Темно-каштановые        | обычные                           | 1.39                          | 1.40              | 1.35             | 1.07                  |
| Каштановые              |                                   | 1.22                          | 1.16              | 1.08             | 0.82                  |
| Светло-каштановые       |                                   | 1.06                          | 0.87              | 0.76             | 0.60                  |
| Темно-каштановые        | мицеллярно-карбонатные (глубокие) | 1.61                          | 1.60              | -                | -                     |
| Каштановые              |                                   | -                             | 1.40              | -                | -                     |
| Светло-каштановые       |                                   | -                             | 1.35              | -                | -                     |

Таблица 2. Продолжение

|                   |  |      |      |      |      |
|-------------------|--|------|------|------|------|
| Темно-каштановые  | солонцеватые и солончаковатые (коэф-т обычных понижается на 30%)                         | 0.97 | 0.98 | 0.95 | -    |
| Каштановые        |  | 0.85 | 0.81 | -    | -    |
| Светло-каштановые |  | 0.74 | 0.61 | 0.53 | 0.42 |
| Темно-каштановые  | солонцеватые и солончаковатые в комплексе с солонцами (коэф-т обычных понижается на 50%) | 0.70 | 0.70 | 0.68 | -    |
| Каштановые        |  | 0.61 | 0.58 | -    | -    |
| Светло-каштановые |  | 0.53 | 0.44 | 0.38 | 0.30 |

## РЕЗУЛЬТАТЫ

Результатом вычислений является график зависимости СПОпг от суммы активных температур (рис. 1).

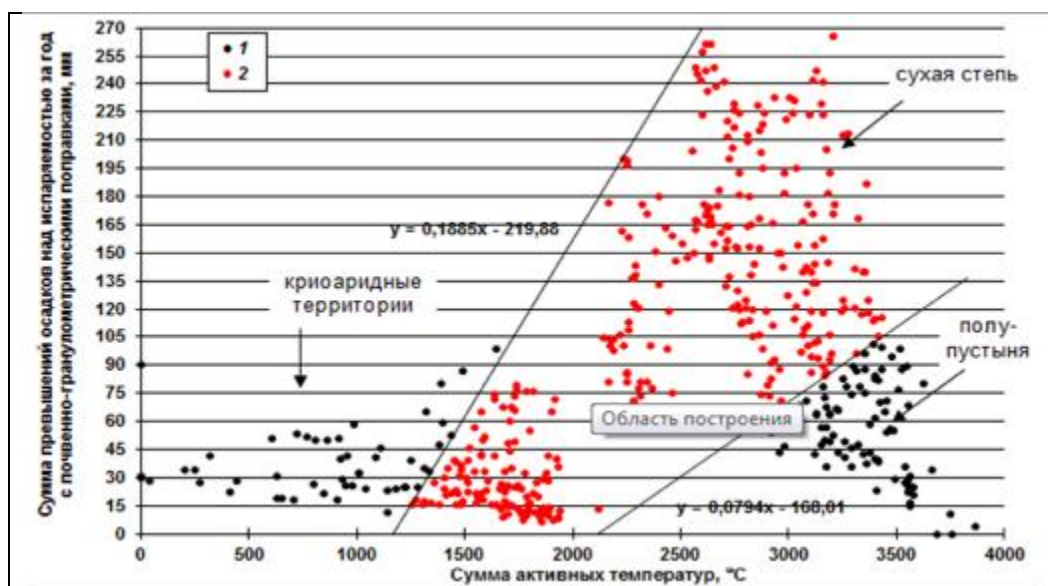


Рисунок 1 - График распределения контуров каштановых почв России в зависимости от СПОпг и суммы активных температур

Если на графике выделить все контуры каштановых почв, которые геоботанически являются сухой степью, то образуется монолитная область, ограниченная двумя прямыми:

$$y=0.1885x-219.88$$

и

$$y=0.0794x-168.01$$

где:  $x$  - сумма активных температур,  $y$  - СПОпг.

Также на графике выделяются области, обладающие более низкой продуктивностью - теплые полупустыни и криоаридные территории (холодные полупустыни). По графическому анализу построена карта зон распространения каштановых почв (рис. 2), хорошо соответствующая картам растительности и земельных угодий.

## ВЫВОДЫ ПО ИСПОЛЬЗОВАНИЮ МЕТОДА

Замена коэффициента увлажнения на СПОпг позволяет учесть количественные характеристики почв и гранулометрического состава для выделения зон близкой биопродуктивности земель. Метод показал, что свойства гранулометрического состава столь же важны как и количественные климатические характеристики. Применение метода позволит существенно улучшить оценку потенциала почв и земель в степной, сухостепной и полупустынной зонах. Метод позволяет избежать субъективных оценок биоклиматического потенциала.



## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Расчет зональной принадлежности каштановых почв с использованием суммы превышения осадков над испаряемостью с почвенно-гранулометрической поправкой (СПОпг) является количественным, что исключает экспертные ошибки для выделения зон и фаций близкой биопродуктивности.
2. Выделенные с использованием СПОпг зоны и фации хорошо согласуются с геоботаническими материалами, информацией о земельных угодьях и др. наземными данными.
3. Технология СПОпг обладает предсказательным эффектом, т.к. позволила выделить и количественно обосновать криоаридную область, ранее не выделявшуюся.,
4. Рекомендуется распространить технологию СПОпг для исследования зональной принадлежности ландшафтов на территорию с коэффициентом увлажнения меньше единицы.

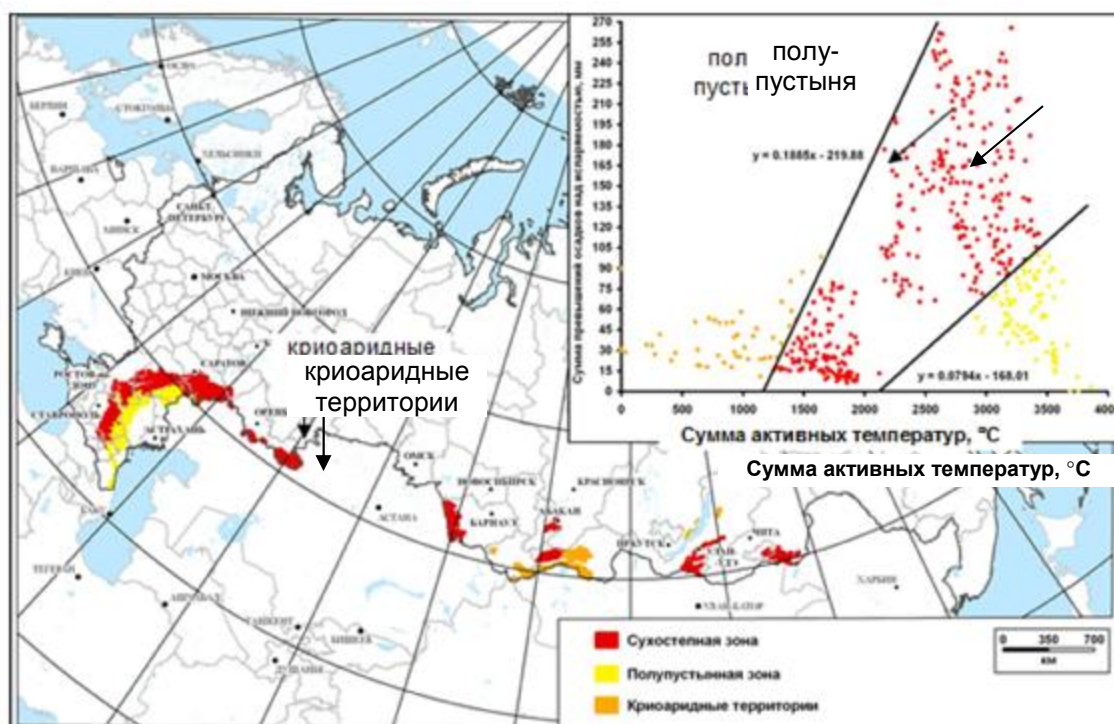


Рисунок 2- Карта зон распространения каштановых почв

## БЛАГОДАРНОСТЬ

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (гранты №№ 16-07-00885, 16-07-00891).

## ЛИТЕРАТУРА

- [1] Растительность СССР. Масштаб 1 : 4000000. М.: ГУГК, 1990.
- [2] Природно-сельскохозяйственное районирование земельного фонда СССР. Масштаб 1 : 8000000. М.: ГУГК, 1984.
- [3] Земельные угодья СССР. Масштаб 1: 4000000. М.: ГУГК, 1991.
- [4] Rukhovich D.I., Koroleva P.V., Vilchevskaya E.V., Kolesnikova L.G., Romanenkov V.A. Constructing a spatially-resolved database for modelling soil organic carbon stocks of croplands in European Russia // Regional Environmental Change. 2007. V. 7. I. 2. P. 51-61.
- [5] Гордеев А.В., Клещенко А.Д., Черняков Б.А., Сиротенко О.Д., Темников В.Н., Усков И.Б., Романенков В.А., Рухович Д.И. Биоклиматический потенциал России: меры адаптации в условиях изменяющегося климата / под ред. А.В. Гордеева; Министерство сельского хозяйства Российской Федерации, ВНИИ сельскохозяйственной метеорологии Росгидромета, Институт США и Канады Российской Академии наук, ВНИИ агрохимии им. Д.Н. Прянишникова РАСХН, Почвенный институт им. В.В. Докучаева РАСХН, Агрофизический институт РАСХН. М., 2008.

**Глава II/8: ОЦЕНКА ИЗМЕНЕНИЙ ИНТЕНСИВНОСТИ ЭКСПЛУАТАЦИИ  
ПОЧВЕННО-ЗЕМЕЛЬНОГО ПОКРОВА С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ТЕХНОЛОГИИ  
СПЕКТРАЛЬНОЙ ОКРЕСТНОСТИ ЛИНИИ ПОЧВ**

**Chapter II/8: Evaluation of Changes in the Intensity of Soil-Land Cover Exploitation with Use of  
the Spectral Neighborhood of the Soil Line Technology**

**Полина В. Королева\*<sup>1</sup>, Дмитрий И. Рухович<sup>1</sup>, Алексей Д. Рухович<sup>1</sup>, Данила Д. Рухович<sup>2</sup>, Ма-  
рия С. Симакова<sup>1</sup>, Андрей Л. Куляница<sup>3</sup>**

DOI 10.25680/6151.2018.27.85.105

\*Эл. Почта: [landmap@yandex.ru](mailto:landmap@yandex.ru)

1. Почвенный институт имени В.В. Докучаева, Пыжевский пер., 7 стр.2, 119017, Москва, Россия

2. МГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, 119991, Москва, Россия

3. ООО "Айти Парма", Кожевническая ул., 7 стр. 1, 115114, Москва, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Разработан метод измерения интенсивности эксплуатации земель сельскохозяйственного назначения на основе анализа частоты встречаемости открытой поверхности почв (ОПП) на материалах дистанционного зондирования (ДДЗ). ОПП на ДДЗ выделяется на основе технологии спектральной окрестности почв (СОЛП- spectral neighbourhood soilline (SNSL)). Метод позволяет вести мониторинг антропогенной нагрузки на ландшафт в виде сельскохозяйственного использования земель. В ходе мониторинга установлены пространственно-временные связи между изменением интенсивности землепользования, почвенным покровом и экономической ситуацией.

**Abstract.** A method has been developed for measuring the intensity of exploitation of agricultural land on the basis of an analysis of the frequency of occurrence of an open soil surface (OSS) on remote sensing data (RSD). OSS on RSD is determined on the basis of the technology of the spectral neighborhood of soil line (SNSL). The method allows monitoring of anthropogenic load on the landscape in the form of agricultural land use. During the monitoring, spatio-temporal relationships between the change in the intensity of land use, the soil cover and the economic situation were established.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** интенсивность эксплуатации, почвенно-земельный покров, спектральная окрестность линии почв, мониторинг

**Keywords:** intensity of exploitation, soil and land cover, spectral neighborhood of the soil line, monitoring

## **ВВЕДЕНИЕ**

В зависимости от экономической и политической ситуации, воздействие на почвенный покров меняется. Зачастую земли перестают обрабатываться и переходят в залежь или лес или вовлекаются в сельскохозяйственный оборот. Только по официальной статистике посевная площадь России сократилась за постсоветский период с 117 млн. га. до 80 млн. га. По независимым подсчетам площадь пашни России сократилась на 55 млн. га. от максимальной площади пашни при СССР в 132 млн. га. При этом официальная площадь залежи в Российской Федерации составляет лишь 5 млн. га. Для борьбы с забросом сельскохозяйственных земель введены поправки в закон об обороте земель - "Федеральный закон от 24.07.2002 N 101-ФЗ (ред. от 03.07.2016) "Об обороте земель сельскохозяйственного назначения" (с изм. и доп., вступ. в силу с 01.01.2017)". Закон предполагает наказание за неиспользование по целевому назначению сельскохозяйственных земель, но не учитывает ни экономические ни природные причины заброса земель. Закон обладает исключительно бинарной логикой - обрабатывается/не обрабатывается. Реальное положение дел значительно сложнее и как любое природное (природно-политическое) явление в бинарную логику не вписывается. В зависимости от вида севооборота обработка земель может осуществляться с разной частотой в широком диапазоне величин. Сельскохозяйственное поле может при возделывании пропашных обрабатываться несколько раз в году, а может под многолетними травами раз в несколько лет. Рекомендуемое количество обработок должно зависеть от гранулометрического состава и степени гумусированности почв. Следует разработать методы оценки интенсивности эксплуатации почв и земель, где заброс будет являться лишь частным случаем снижения интенсивности землепользования, а чрезмерная интенсивность не будет считаться благом.



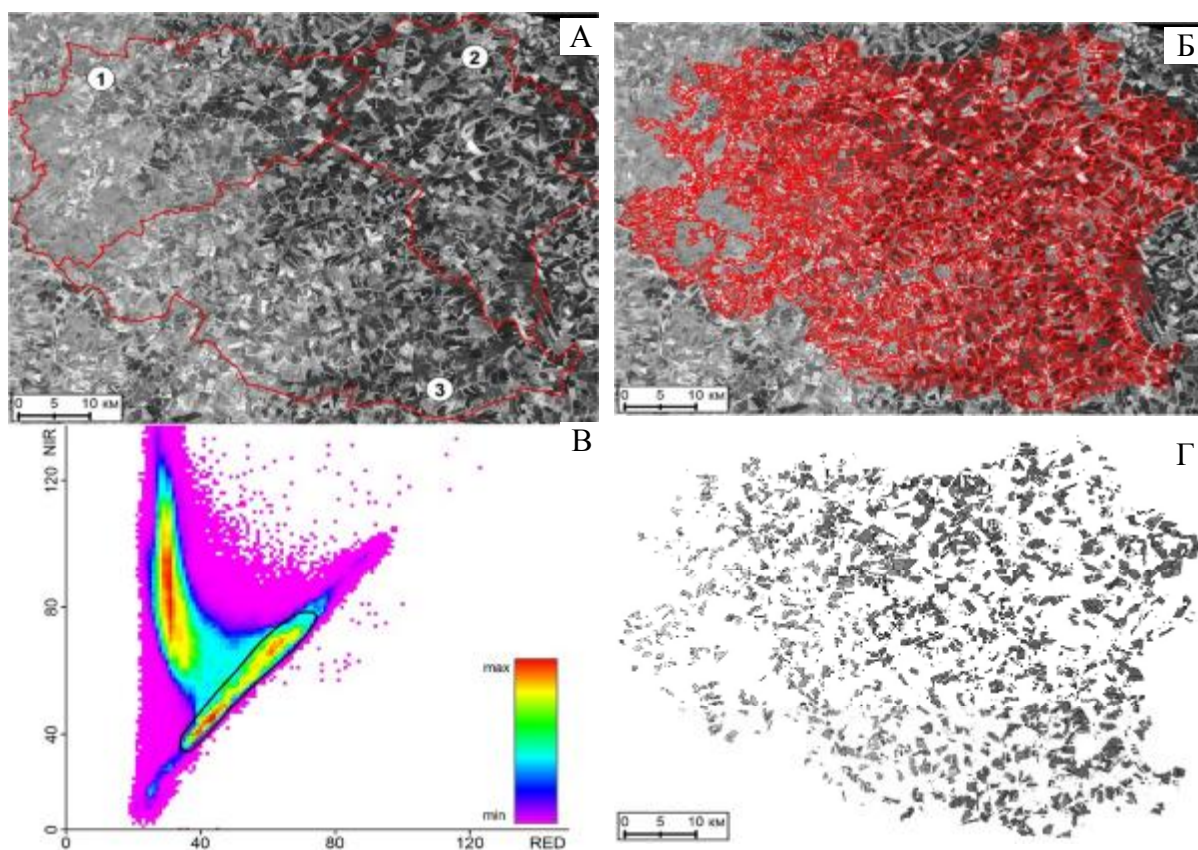
## ЦЕЛЬ МЕТОДА

Цель данного исследования предложить и апробировать технологию измерения интенсивности использования пахотных земель, основанную на принципах и методах спектральной окрестности линии почв (СОЛП- spectral neighborhood of the soil line (SNSL)). Технология должна базироваться на анализе мультитременных данных дистанционного зондирования (ДЗ).

## ПРИНЦИП И ПРОЦЕДУРА

В технологии предполагается, что интенсивность эксплуатации земель связана с частотой обнаружения открытой поверхности почвы (ОПП) на ДЗ. На сельскохозяйственных землях ОПП образуется в основном при вспашке. Возможность появления ОПП на пахотных угодьях в результате иных воздействий постулируется как крайне маловероятная.

ОПП выделяется анализом спектральных каналов ДЗ Landsat 5, 6, 7 - RED и NIR. ОПП в спектральном пространстве RED-NIR выделяется как СОЛП (рис. 1В) и на ДЗ является лишь частью сельскохозяйственных полей (рис. 1Г).



**Рисунок 1** - А - фрагмент кадра Landsat (канал RED) на область исследования: Тульская обл., р-ны Арсеньевский (1), Плавский (2), Чернский (3); Б - область исследования с наложенной маской сельскохозяйственных угодий; В - график RED-NIR на исследуемую территорию с выделенной СОЛП (черная линия); Г - маскирование территорий, не соответствующих СОЛП

Методика расчетов частоты ОПП и сопоставления встречаемости ОПП с почвенным покровом состоит из нескольких процедур (этапов):

**I. Выделение СОЛП.** Технология подробно изложена в опубликованных работах [1, 2, 3]. Приведем краткое изложение технологии:

1. В каждом из двух каналов (RED, NIR) каждого кадра Landsat вырезается область исследования (рис. 1А).
2. На область исследования накладывается маска сельскохозяйственных угодий - схема полей (рис. 1Б).
3. Маской сельскохозяйственных угодий вырезаются все сельскохозяйственные земли.
4. Для каждого кадра Landsat для сельскохозяйственных земель строится график RED-NIR (рис. 1В).

5. На графиках RED-NIR выделяется СОЛП (рис. 1В). СОЛП выделяется как плоская часть шапочки с кисточкой, отделенная от остальной части шапочки областью пониженной плотности значений.

6. На каждом кадре Landsat маскируются все территории, значения RED-NIR на которых не соответствуют СОЛП (рис. 1Г).

Поскольку значения RED-NIR в спектральной области СОЛП, соответствуют ОПП, то на выходе технологической цепочки получены 34 карты ОПП, соответствующие датам съемки Landsat.

**II.** Расчет частоты встречаемости ОПП в каждом пикселе изучаемой территории по 34 картам ОПП. Подсчитывается, сколько раз пиксель снимка Landsat (30x30 м.) принимал значение ОПП в заданном временном интервале. В результате получены восемь карт частоты встречаемости открытой поверхности почвы по восьми временным интервалам (табл. 1, рис. 2).

**III.** Пересечение карт частоты встречаемости ОПП с почвенными картами и картой расположения почвенных разрезов (табл. 1, рис. 2Г).

## РЕЗУЛЬТАТЫ

Для трех районов Тульской области (Чернский, Плавский, Арсеньевский) обработано 34 кадра Landsat 5, 7, 8 и построены 8 карт частоты встречаемости ОПП за различные периоды с 1984 по 2014 годы (табл. 1, рис. 2). Карты частоты встречаемости ОПП пересечены с наземными данными о почвенном покрове в виде 1971 почвенных разрезов (рис. 2Г). Построены графики для установления пространственно-временных связей между почвенным покровом и интенсивностью землепользования (рис. 3).

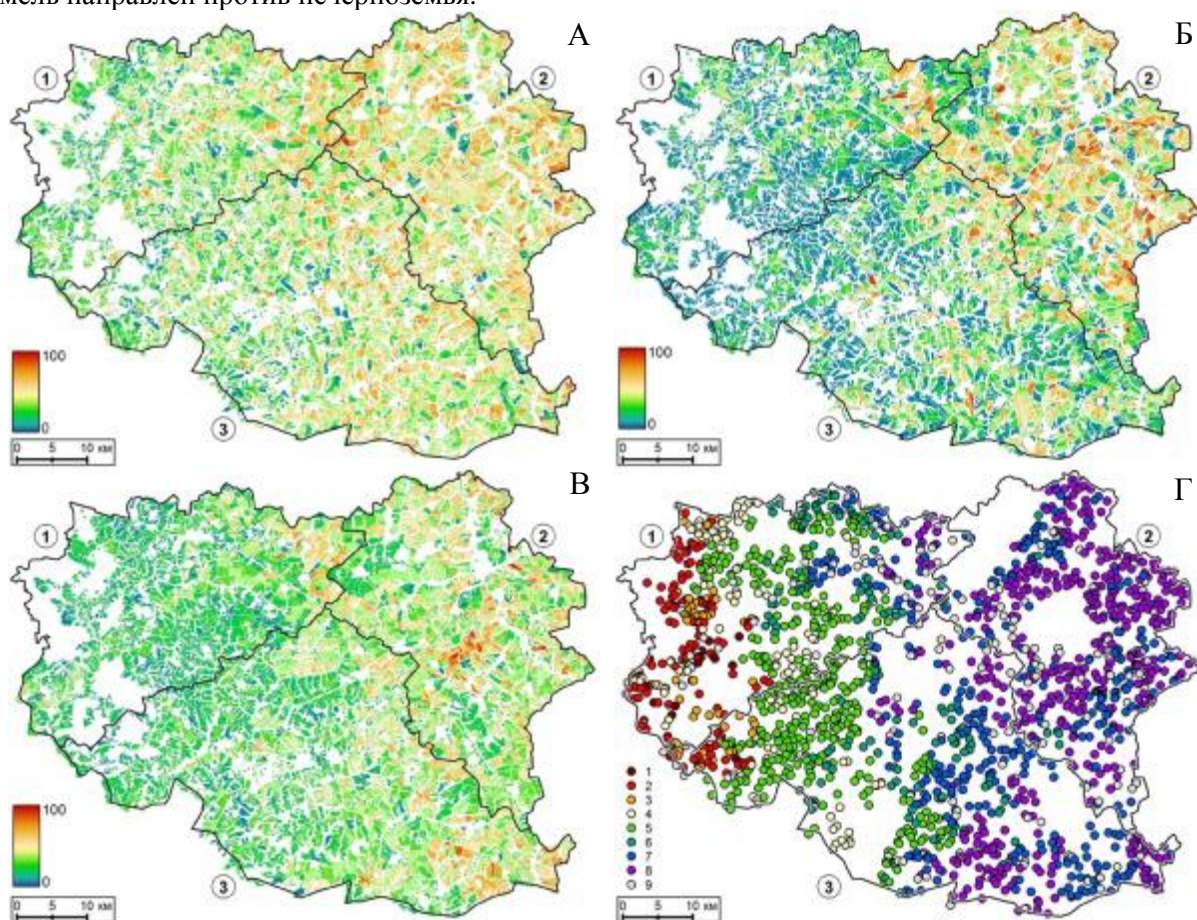
**Таблица 1.** Данные по почвам, средние значения интенсивности использования земель (в процентах от площади каждой почвы).

| Почвы \ Периоды           | 1985-2014 | 1985-1999 | 2000-2014 | 1985-1994 | 1990-1999 | 1995-2004 | 2000-2009 | 2005-2014 |
|---------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Дерново-среднеподзолистые | 18.6      | 23.0      | 14.2      | 27.8      | 16.6      | 14.4      | 14.6      | 19.5      |
| Дерново-слабоподзолистые  | 20.5      | 25.7      | 15.3      | 31.7      | 18.7      | 16.1      | 14.9      | 20.0      |
| Светло-серые лесные       | 22.8      | 27.6      | 17.9      | 33.5      | 21.3      | 19.3      | 17.2      | 22.5      |
| Серые лесные              | 28.2      | 31.9      | 24.5      | 39.9      | 25.5      | 25.3      | 23.5      | 28.9      |
| Тёмно-серые лесные        | 30.2      | 35.1      | 25.4      | 43.9      | 27.2      | 26.6      | 23.3      | 29.5      |
| Чернозёмы оподзоленные    | 36.8      | 37.8      | 35.9      | 47.6      | 31.8      | 35.6      | 34.0      | 39.4      |
| Чернозёмы выщелоченные    | 40.4      | 39.1      | 41.7      | 48.2      | 36.4      | 43.2      | 40.9      | 42.7      |

В ходе анализа установлено, что интенсивность эксплуатации почвенно-земельного покрова исходно была связана с типом почв. Интенсивность эксплуатации (частота встречаемости ОПП) возрастала зональном ряду почв в следующей последовательности: дерново-среднеподзолистые, дерново-слабоподзолистые, светло-серые лесные, серые лесные, темно-серые лесные, черноземы оподзоленные, черноземы выщелоченные. Соотношение интенсивностей землепользования между крайними почвами зонального ряда не превышала 2/3. После 1990 г. интенсивность землепользования начала снижаться на всех подтипах почв, но не пропорционально. Если на наиболее плодородных землях снижение интенсивности произошло в соотношении 48/40, то на наименее плодородных в соотношении 28/14.

Можно утверждать, что падение интенсивности эксплуатации пропорционально экономической целесообразности обработки земель. Падение интенсивности землепользования ниже 20% фактически означает заброс, который фиксируется на дерново-подзолистых почвах, т.к. эффективность

земледелия на них проигрывает эффективности на черноземах. Фактически закон об обороте земель направлен против нечерноземья.



**Рисунок 2-** Карты частоты встречаемости ОПП, цифрами обозначены районы Тульской области: Арсеньевский (1), Плавский (2), Чернский (3); цветом обозначена частота встречаемости ОПП в процентах: А - 1985-1994 гг., Б - 1995-2004 гг., В - 2005-2014 гг.; Г - Расположение почвенных разрезов, цифрами обозначены почвы: 1 - дерново-сильнопodzольные, 2 - дерново-среднеpodzольные, 3 - дерново-слабоpodzольные, 4 - светло-серые лесные, 5 - серые лесные, 6 - темно-серые лесные, 7 - черноземы опodzольенные, 8 - черноземы выщелоченные, 9 - интразональные почвы

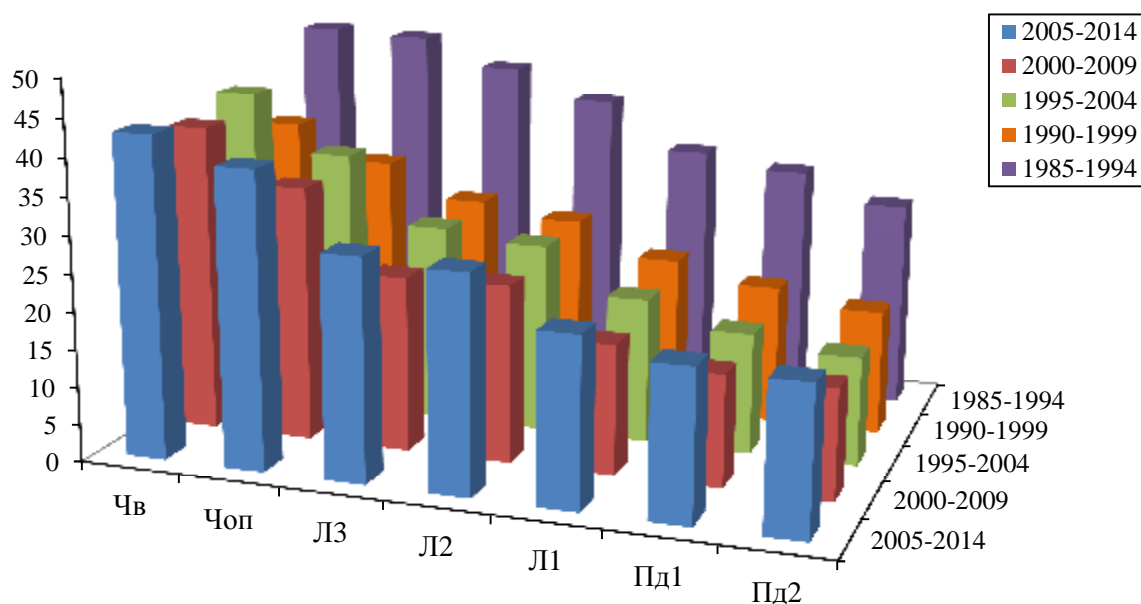
## ВЫВОДЫ ПО ИСПОЛЬЗОВАНИЮ МЕТОДА

Разработанный метод оценки интенсивности эксплуатации земель сельскохозяйственного назначения на основе выделения ОПП на ДДЗ по технологии СОЛП позволяет вести мониторинг землепользования. Кроме того метод позволяет устанавливать причинно-следственные связи между сменой интенсивности землепользования, плодородием почв и экономической ситуацией. Метод можно рекомендовать к широкому использованию как метод мониторинга изменения антропогенной (сельскохозяйственной) нагрузки на ландшафт.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Метод расчетов интенсивности эксплуатации земель сельскохозяйственного назначения на основе частоты встречаемости ОПП на ДДЗ показал высокую эффективность при анализе выхода земель из сельскохозяйственного оборота после 1990 г.
2. Рассчитанная по методу интенсивность эксплуатации земель показала высокую точность при наземной верификации и верификации ручным анализом ДДЗ высокого разрешения.
3. Метод оценки интенсивности эксплуатации земель позволяет устанавливать пространственно-временные связи между почвенным покровом, землепользованием и экономической ситуацией.
4. Метод пригоден для ведения мониторинга антропогенной нагрузки на агро-ландшафт.
5. Метод может широко применяться за пределами территории апробации





**Рисунок 3-** Зависимость интенсивности землепользования (частота встречаемости ОПП, %) от типов почв за различные временные периоды, индексами обозначены почвы: П<sub>2</sub><sup>л</sup> - дерново-среднеподзолистые, П<sub>1</sub><sup>л</sup> - дерново-слабоподзолистые, Л<sub>1</sub> - светло-серые лесные, Л<sub>2</sub> - серые лесные, Л<sub>3</sub> - темно-серые лесные, Ч<sup>оп</sup> - черноземы оподзоленные, Ч<sup>в</sup> - черноземы выщелоченные

### БЛАГОДАРНОСТЬ

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (гранты №№ 16-07-00885, 16-07-00891)

### ЛИТЕРАТУРА

- [1] Рухович Д.И., Рухович А.Д., Рухович Д.Д., Вильчевская Е.В., Сулейман Г.А., Калинина Н.В. Применение почвенной линии для построения карт усредненных спектральных отклонений и их почвенная интерпретация // Информационная и космос. 2015. № 3. С. 125-142.
- [2] Рухович Д.И., Рухович А.Д., Рухович Д.Д., Симакова М.С., Куляница А.Л., Брызжев А.В., Королева П.В. Информативность коэффициентов а и в линии почв для анализа материалов дистанционного зондирования // Почвоведение. 2016. № 8. С. 903-917.
- [3] Рухович Д.И., Рухович А.Д., Рухович Д.Д., Симакова М.С., Куляница А.Л., Брызжев А.В., Королева П.В. Построение карт усредненных спектральных отклонений от линии почв и их сравнение с традиционными почвенными картами // Почвоведение. 2016. № 7. С. 794-812.

**Chapter II/9: IDENTIFICATION OF THE POTENTIAL AND LIMITS OF LAND AND SOIL  
FOR SUSTAINABLE  
INTENSIFICATION OF EUROPEAN AGRICULTURE**

**Глава II/9: Идентификация потенциала и ограничений использования земель и почв для  
устойчивой интенсификации сельского хозяйства Европы**

**Jasmin Schiefer, Georg J. Lair, Winfried E.H. Blum\***

DOI 10.25680/4551.2018.92.82.106

\*Email: [winfried.blum@boku.ac.at](mailto:winfried.blum@boku.ac.at)

Institute of Soil Research, University of Natural Resources and Life Sciences, Peter-Jordan-Str. 82, 1190 Vienna, Austria

**ABSTRACT.** Sustainable intensification (SI) is a concept for increasing agricultural production under sustainable conditions to meet the needs of the worldwide growing population. To achieve this goal, natural resilience and productivity of land and soil is of paramount importance. Six intrinsic land and soil characteristics (organic C content, clay + silt, pH, CEC, soil depth and slope) were selected as indicators for defining the resilience and performance of land. These six soil resilience and performance indicators comprise the main biochemical and physical soil properties.

To analyse the potential of SI in EU- 25 the above described approach applied on new LUCAS 2009 topsoil data, using the dataset of the arable land in the Corine Land Use Cover 2006 as well as to the European digital soil map (ESDB).

The results show that due to a low natural resilience and productivity of soils, almost half (44%) of the investigated arable land cannot be recommended for SI. More than 3% of this area should be de-intensified in order to reduce environmental harm. 16% of the arable land can be recommended for SI with restrictions, whereas 40% of arable land has the potential for SI without impacting the delivery of goods and services provided by soils.

**Резюме.** Устойчивая интенсификация - это концепция увеличения сельскохозяйственного производства в устойчивых условиях для удовлетворения потребностей населения, растущего во всем мире. Для достижения этой цели первостепенное значение имеет естественная устойчивость и продуктивность земель и почв. В качестве индикаторов для определения устойчивости и производительности земель были выбраны шесть относительно постоянных характеристик земель и почв (содержание органического углерода, суммарное содержание фракций ила и пыли, pH, емкость катионного обмена, мощность почвы и крутизна склона). Эти шесть показателей устойчивости и производительности включают главные биохимические и физические свойства почвы. Для анализа потенциала устойчивой интенсификации в 25 странах ЕС вышеописанный подход применен к новым данным о верхнем слое почвы LUCAS 2009 с использованием массива данных о пахотных землях, содержащегося в Corine Land Use Cover 2006, а также к цифровой почвенной карте Европы (ESDB).

Результаты показывают, что вследствие низкой естественной устойчивости и продуктивности почв почти половина (44%) исследованных пахотных земель не может быть рекомендована для устойчивой интенсификации. На более чем 3% этой площади интенсивное сельское хозяйство должно быть прекращено, чтобы уменьшить ущерб для окружающей среды. 16% пахотных земель могут быть рекомендованы для устойчивой интенсификации с ограничениями, тогда как 40% пахотных земель имеют потенциал для устойчивой интенсификации без негативного воздействия на предоставление ресурсов и услуг почвами.

**KEYWORDS:** soil resilience, soil performance, soil indicators, environmental protection, food security

**Ключевые слова:** устойчивость почвы, характеристики почвы, показатели почвы, охрана окружающей среды, продовольственная безопасность

## **INTRODUCTION**

To combine an intensive food production with avoiding negative environmental impacts, the concept “sustainable intensification (SI) of agriculture” was introduced in 2009 by The Royal Society London. They defined SI as a form of agricultural production where “yields are increased without adverse environmental impact and without the cultivation of more land” [1].

Therefore, the main objective of SI is to improve the resource efficiency of agriculture which can consequently lead to a further intensification by an increase of yield per hectare [2], minimizing adverse ecological impacts (e.g. like sealing, excavation, sedimentation, severe acidification, contamination, and salinization).

In highly resilient soils the application of fertilizers and pesticides can be transformed into performance, in contrast to soils with low resilience where fertilizer and pesticide application leads to environmental pollution, e.g. of the groundwater.

### AIM OF THE METHOD

Our objective was to apply the developed classification scheme of natural resilience and performance at European scale. The results allow recommendations where cropping areas in the EU-25 can be used predominately for SI and where arable land should be managed with precaution to control environmental risks.

### PRINCIPLE AND PROCEDURE

**Principle:** To incorporate soil resilience and performance in the concept of SI, six soil and land biogeochemical and physical properties were chosen and defined as indicators. This number of indicators is a good compromise to define the capacity of soil to provide all goods and services as no single indicator can cover all aspects, nor would it be necessary to analyze all possible influencing indicators [3].

The indicators and their threshold values (Table 1) were chosen based on soil science text books [4,5,6], expert knowledge and similar studies.

The chosen method is based on soil intrinsic properties which cannot be changed by soil management (such as soil depth and soil texture), but also those (pH, SOC, CEC) which can be changed by soil management and agricultural practices in the mid- to long-term.

**Table 1** – Selected indicators and their thresholds for evaluating the potential of arable land for sustainable intensification.

|  | <b>poor</b><br>(1 point) | <b>medium</b><br>(2 points) | <b>good</b><br>(3 points) | <b>excellent</b><br>(4 points) | <i>unit</i>              |
|--|--------------------------|-----------------------------|---------------------------|--------------------------------|--------------------------|
| <b>SOC</b>   | $\leq 1.0$               | 1.1-2.0                     | 2.1- 3.9                  | $\geq 4.0$                     | %                        |
| <b>Clay+ Silt</b>  | $\leq 15.0$              | 15.1-35.0                   | 35.1-49.9                 | $\geq 50.0$                    | %                        |
| <b>pH</b>  | $\leq 5.5; \geq 8.2$     | 5.5-6.5; 7.8-8.2            | 6.5-7.8                   |                                | <i>in H<sub>2</sub>O</i> |
| <b>CEC</b>   | $\leq 10.0$              | 10.1-24.9                   | $\geq 25$                 |                                | <i>cmol/kg</i>           |
| <b>Depth</b>   | $\leq 30.0$              | 30.1-59.9                   | $\geq 60$                 |                                | <i>cm</i>                |
| <b>Slope*</b>  | 15.0-25.0                | 8-14.9                      | $\leq 8.0$                |                                | %                        |
| * Sites with slopes >25% were excluded from calculations |                          |                             |                           |                                |                          |

Remark on Table 1: SOC = soil organic carbon (measured by dry combustion excluding mineral-C); pH (in water, mass to volume ratio = 1:5), CEC = cation exchange capacity (cations measured in BaCl<sub>2</sub> exchange solution), clay + silt contents were measured using a combination of wet sieving and sedimentation

**Procedure:** The six indicators were scored as poor (1), medium (2), good (3) and excellent (4). A higher score means a better condition in the sense of soil resilience and performance. “Excellent” was denoted only to the contents of SOC and the sum of clay plus silt (Table 2) to reflect their importance for soil resilience and performance. Soils on slopes steeper than 25% were excluded because of the risk of erosion and thereby irreversible soil loss.

Scores of the six land indicators were summed up and four land categories were defined: The land with a total score between 6 (when all indicators were scored with 1) and 10 were classified as class 1 which means land on which de- intensification or even a conversion into grassland is suggested. This means that the very low soil resilience and performance cannot support any form of intensification. The area with a score  $\geq 11$  and at least one indicator evaluated as “poor” (Table 1) were classified as class 2, which means land with low soil resilience and performance. A total score of 11 to 15 represents the medium class 3 indicating a medium soil resilience and performance, meaning that SI should only be done with great caution. Finally, sites with a score  $\geq 16$  have such a high soil resilience and performance that these agricultural cropping areas can be recommended for SI if managed in a sustainable way (class 4).

Our analyses were done with ArcGIS 10.2 using LUCAS topsoil surveys data, the European Soil Data Base (ESDB) 2.0 1:1,000,000 (provided by IES/JRC European Commission) and the Corine Land Cover 2006 (CLC 2006) map.

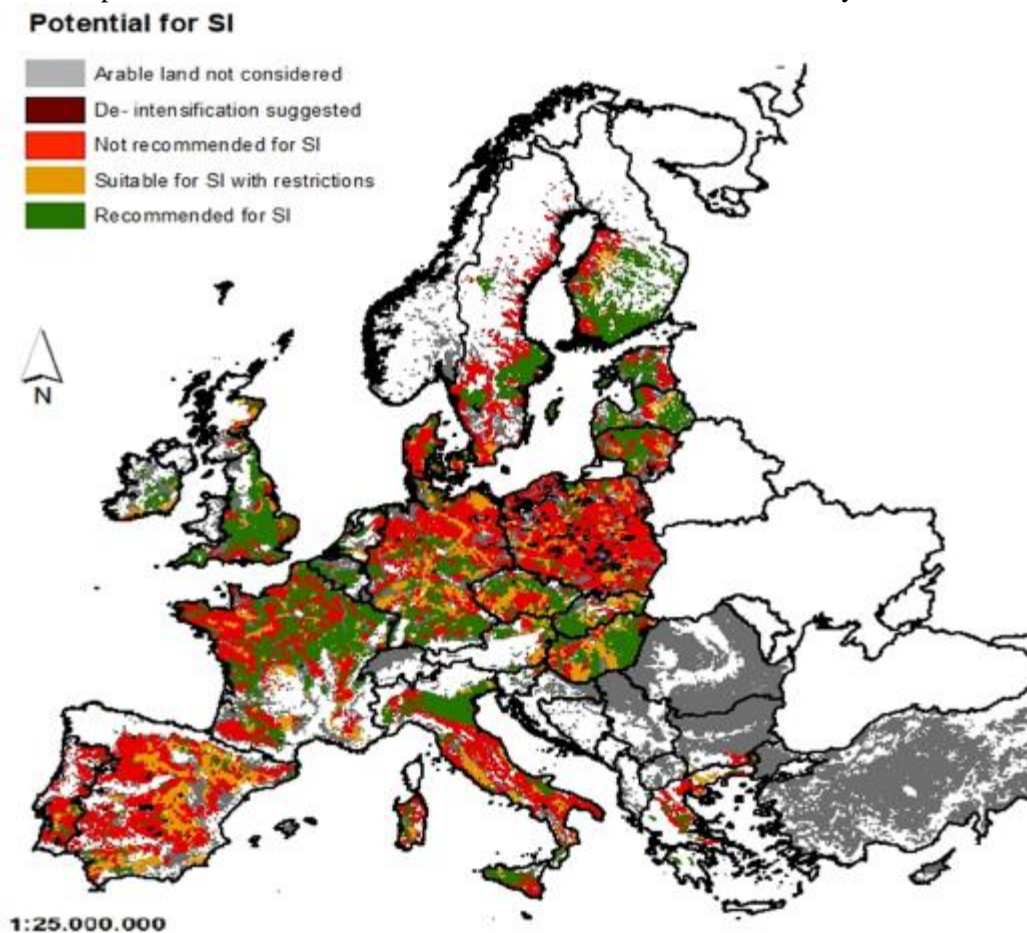
## RESULTS

In Europe (EU- 25) an area of ~ 707,000 km<sup>2</sup> of arable land was analyzed, which is about two-thirds of the EU-25 arable area (915,430 km<sup>2</sup>).

Our results show (Figure 1) that almost half of this cropping area (43.8%) has such a low soil resilience and performance (class 1 + 2) that SI cannot be recommended. More than 3 % of this area is categorized as class 1 land. It is recommended to de- intensify or perform a conversion on this land.

16.5 % of the European cropland is categorized as class 3, meaning that agricultural SI on this land is not recommended in its present state. This land might be highly productive but should be used with caution due to its low soil resilience. Finally, almost 40 % of the analyzed land has potential to be used for an agricultural SI. This land provides soils with high soil resilience due to its high buffer capacity to reduce adverse impacts through intensive agricultural production. Further, besides its high resilience also a high natural soil performance can be expected over a long period of time.

The countries with the highest proportion of a potential use for SI are Belgium (93% of 3,790 km<sup>2</sup> analyzed arable land), Slovakia (77% of 13,375 km<sup>2</sup> analyzed arable land), the United Kingdom (75% of 46,214 km<sup>2</sup> analyzed arable land) and Latvia (73% of 6,976 km<sup>2</sup> analyzed arable land). Further countries where more than half of its analyzed arable land has a high soil resilience and performance are the Netherlands, Estonia, Finland, Lithuania and Hungary. Regions with a high potential of land for SI are often found in river basins in Europe (e.g. Po basin in Northern Italy, Vistula River Estuarine in Poland). Land around large cities is also presenting soil with a high potential for SI (e.g. Vienna, London, Munich), which reflects the preferred settlement of humans on fertile alluvial soils in history.



**Figure 1** – Land and its potential/limits for sustainable intensification on the actually analyzed arable sites of 25 EU Member States



Countries with the smallest proportions of arable land recommended for SI are Poland (18 % in class 1 and 58 % in class 2 of 91,947 km<sup>2</sup> analyzed cropland), Portugal (13% class in 1 and 57% in class 2 of 7,974 km<sup>2</sup> analyzed cropland), Spain (2 % in class 1 and 56 % in class 2 of 94,938 km<sup>2</sup> analyzed arable land) and Greece (3% in class 1 and 49 % in class 2 of 14,314 km<sup>2</sup> analyzed cropland).

## CONCLUSIONS

1. A sustainable intensification should always consider the natural resilience of soils and their performance.
2. Six indicators (organic C content, clay + silt, pH, CEC, soil depth and slope) can define the natural resilience and performance of land and soil.
3. Most fertile land cannot always be recommended for a sustainable intensification.
4. Almost half of Europe's investigated arable land has a low natural resilience and performance and cannot be recommended for SI. A de-intensification is recommended for 3 % of this area.
5. In the EU-25, 40% of arable land has the potential for SI without negatively impacting the environment. 16% of the arable land can only be recommended for SI with restrictions.

## REFERENCES

- [1]The Royal Society (London). 2009. Reaping the benefits science and the sustainable intensification of global agriculture (London: The Royal Society).
- [2]Buckwell, A., Uhre, A.N., Williams, A., Blum, W.E.H., Schiefer, J., Lair, G.J., Heissenhuber, A., Schiefl P., Krämer, C., Haber, W. 2014. Sustainable Intensification of European agriculture- A review sponsored by the RISE foundation. Brussels.
- [3]Kibblewhite, M.G., Ritz, K., and Swift, M.J. 2008. Soil health in agricultural systems. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 363, 685–701.
- [4]Sparks, D. L., 2003. Environmental Soil Chemistry. London: Academic Press.
- [5]Blum, W.E.H., 2007. Bodenkunde in Stichworten. 6. völlig neu bearbeitete Auflage. Borntraeger, Berlin u. a., Hirt's Stichwortbücher.
- [6]Blume, H.-P., Brümmer, G.W., Horn, R., Kandeler, E., Kögel-Knabner, I., Kretschmar, R., Stahr, K., Wilke, B.-M. 2010. Lehrbuch der Bodenkunde, 16th edn. Spektrum, Heidelberg, DE.

## Глава II/10: МЕТОДЫ ПРОГНОЗИРОВАНИЯ УРОЖАЙНОСТИ ОЗИМОЙ ПШЕНИЦЫ В БАССЕЙНЕ Р. ОКИ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ РЕЛЬЕФА, КЛИМАТА И ПОЧВ Chapter II/10: Methods for Forecasting Winter Wheat Crop Productivity in the Oka River Basin with the Use of Relief, Climate and Soil Data

Ольга В. Рухович

DOI 10.25680/7431.2018.70.89.107

Эл. Почта: [oruhovich@mail.ru](mailto:oruhovich@mail.ru)

Всероссийский научно-исследовательский институт агрохимии им. Д.Н. Прянишникова РАН, 127550 Москва, ул. Прянишникова, 31а, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Представлены научно-методологические и методические основы количественной оценки урожайности озимой пшеницы, возделываемых на землях разного территориального уровня. В качестве примеров моделирования рассмотрены территории бассейна реки Оки и территории Московской области - муниципального образования, хозяйств и отдельных полей. В виде карт представлены области прибавок урожая озимой пшеницы, прогнозируемые для юго-западной части Окского бассейна, а также ландшафтно обусловленная и климатически обеспеченная урожайность озимой пшеницы в хозяйствах Ступинского района Московской области. На основании расчетной информации о получении действительно возможной урожайности, максимальной для реального уровня плодородия каждого поля, показана возможность выбора оптимальной технологии возделывания с/х культур в зависимости от потребностей и финансовых возможностей пользователя.

**Abstract.** In the article the scientific and methodological basics for the quantitative evaluation of the yield of winter wheat, cultivated on the lands of the different territorial level are presented. The basin of the Oka river and the Moscow region - municipalities, farms and individual fields were considered as examples of the modeling. Regions of yield increase of winter wheat crop predicted for South-Western part of the Oka basin, and also the landscape conditional and climate provided yield of winter wheat in the farms of the Stupinsky district of the Moscow region was presented in the form of maps. Based on calculated information on the obtaining really possible maximum productivity for the real level of fertility of each field, the possibility of choice of optimal technologies of cultivation of agricultural crops depending on the needs and financial capabilities of the user was shown.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** озимая пшеница, потенциальная урожайность, ландшафтно обусловленная и климатически обеспеченная урожайность, действительно возможная урожайность, прогноз  
**Keywords:** winter wheat, potential yield, landscape conditional and climate provided yield, really possible productivity, forecast

## **ВВЕДЕНИЕ**

Современные системы земледелия направлены на рациональное использование земель и оптимизацию агротехнологий применительно к сложившимся и ожидаемым почвенно-климатическим и агроэкологическим условиям с целью получения высоких и устойчивых урожаев экологически чистой растениеводческой продукции. Круговорот веществ и энергии в данных системах происходит при обязательном участии человека, но природно-климатические факторы определяют судьбу агроэкосистем не в меньшей степени, чем технологические воздействия.

Во ВНИИ агрохимии имени Д. Н. Прянишникова разработана методология расчета моделей урожайности сельскохозяйственных культур для отдельных областей России, которая основана не на субъективном опыте и авторских предпочтениях, а на независимой объективной оценке различных факторов влияния на получение урожая методами линейной и нелинейной множественной регрессии.

## **МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ**

Для расчета урожайности создан электронный ресурс, объединяющий результаты наземных географически привязанных наблюдений в агрохимических опытах, проводимых по единой методике, начиная с 60-х гг. XX в. (база данных полевых опытов с удобрениями «Агрогеос»)[1] и набор сопряженных с ними ландшафтных - расширенная система 18-ти количественных характеристик рельефа – морфометрических величин (МВ) [2], почвенных и климатических данных, обрабатываемых с применением соответствующего количественного анализа - регрессионного анализа пространственной изменчивости различных параметров урожая на основе нескольких ГИС. Результаты расчетов представляются в виде карт урожайности.

Эта методология была применена к озимой пшенице на западе Окского бассейна [3,4]. С помощью методов множественной регрессии выявлены связи характеристик урожайности с рельефом, климатом и географическим положением (широтой и долготой), на их основе рассчитаны матрицы характеристик потенциальной урожайности (разрешения 600 м в плане), проведены верификация моделей, построены карты.

Источники данных для расчета моделей характеристик урожайности:

- О культурах - электронные базы данных полевых опытов с удобрениями Геосети и Агрохимслужбы «Агрогеос» по различным культурам и качеству урожая ВНИИ агрохимии имени Д.Н.Прянишникова. Для этих целей была создана единая электронная база данных результатов полевых опытов с удобрениями Агрохимической службы и Географической сети - БД«Агрогеос» на основе архива данных более чем за 40-летний период по опытам, проводимых в различных почвенно-климатических зонах - областях России и бывших Советских республиках, с разными культурами, со всевозможными изучаемыми факторами и схемами опытов, применением удобрений. Отличительная их особенность- они проводились на территории бывшего СССР с 60х до середины 90 годов по единой методике, что позволяет их усреднять по годам и культурам. Для получения координат опытных участков использовались данные компьютерных карт Google Earth и SAS.

Для моделирования пространственного распределения различных показателей урожая в агроландшафтах с рельефом были специально отобраны из базы данных «Агрогеос» и проанализированы материалы полевых опытов с озимой пшеницей, проводившихся в разные годы и располо-

женных в пределах бассейна реки Оки. Бассейн реки Оки является относительно замкнутой природной системой, а для ее составляющих присущи взаимозависимость и взаимодействие.

- О рельефе – матрица высот SRTM30 с разрешением 30<sup>2</sup>. По ней также рассчитывались матрицы 18-ти других характеристик рельефа – морфометрических величин, которые обуславливают процессы, происходящие в агроландшафте – освещенность, теплорежим склонов, интенсивность и направление потоков веществ, микроклиматические особенности территории и т.д.

- О климате – матрицы средних многолетних осадков и температур для каждого месяца [5]. По ним также рассчитывались матрицы сезонов и среднегодовые.

## РЕЗУЛЬТАТЫ

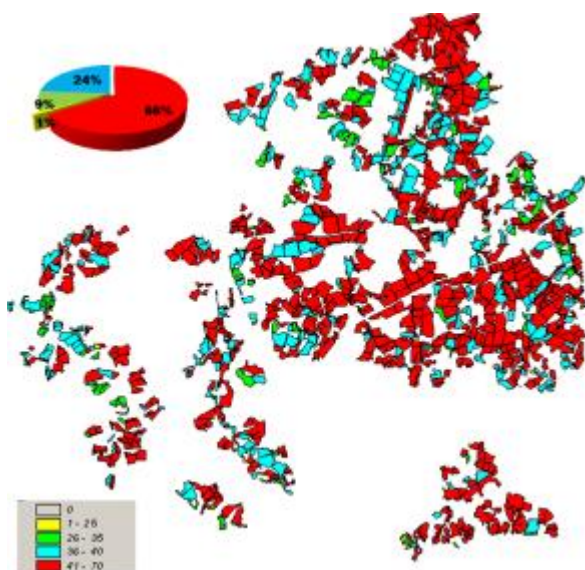
Факторы, влияющие на урожайность, делятся на две большие группы – природные (климат, рельеф, почвы и т.д) и агрохимические – (применение удобрений, средств защиты растений, интенсивность технологий возделывания и т.д.). Рассмотрим вначале природные факторы, независимые от человека и обуславливающие потенциальную урожайность.

В качестве примера результата моделирования представлена одна их карт – карта эффективности



**Рисунок 1** - Области прибавок урожая озимой пшеницы, прогнозируемые для юго-западной части Окского бассейна.

применения удобрений для озимой пшеницы для бассейна р. Оки (Рис.1)–относительно замкнутой природной системы, для ее составляющих присущи взаимозависимость и взаимодействие.



**Рисунок 2** - Ландшафтно обусловленная и климатически обеспеченная урожайность озимой пшеницы, ц/га в хозяйствах Ступинского района Московской области

На представленной карте красные ареалы – участки с ожидаемой прибавкой урожая более 10ц/га, желтые – менее 5 ц/га. Между выделенными ареалами наиболее вероятная прибавка 5 – 10 ц/га. Это связано исключительно с природными особенностями территории.

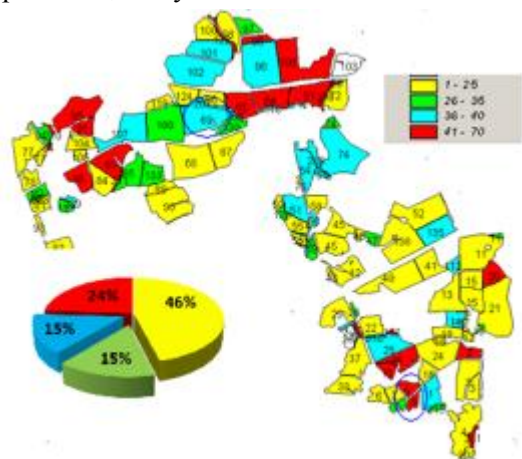
Такие карты могут быть интересны для расчета прогнозируемой окупаемости затрат на применение удобрений.

Также вызывает интерес оценка урожайности для уровней района, хозяйства, поля. В настоящей работе анализируется оценка урожайности озимой пшеницы, рассчитанная на основе полученной [2] матрицы для уровней районов, хозяйств, полей Московской области, расположенной на территории Окского бассейна. На рис.2 представлена прогнозная карта Ступинского района Москов-

ской области, реализованная в ГИС ArcView. Виден достаточно большой разброс в данных, можно оценить эффективность применения удобрений

На рис.3 представлена карта урожайности для отдельного хозяйства. В среднем – половина полей обладает высоким потенциалом урожайности озимой пшеницы. Необходимо еще раз отметить, что этот потенциал урожайности обусловлен только природными особенностями территории. Какое место в категориях продуктивности сельско-хозяйственных угодий занимают рассчитанные по моделям характеристики урожая?

Представленные результаты моделирования основаны на оценке влияния рельефа, климата и почв на получение близкой к максимальной урожайности в производственных условиях возделывания культур, поскольку основой для расчетов являются результаты полевых опытов с удобрениями, полученные в оптимальных для культуры условиях. Таким образом, рассчитанные



**Рисунок 3** - Карта ландшафтно обусловленной и климатически обеспеченной урожайности озимой пшеницы, ц/га, хозяйство «Заветы Ленина», Ступинский р-н, Московская обл.

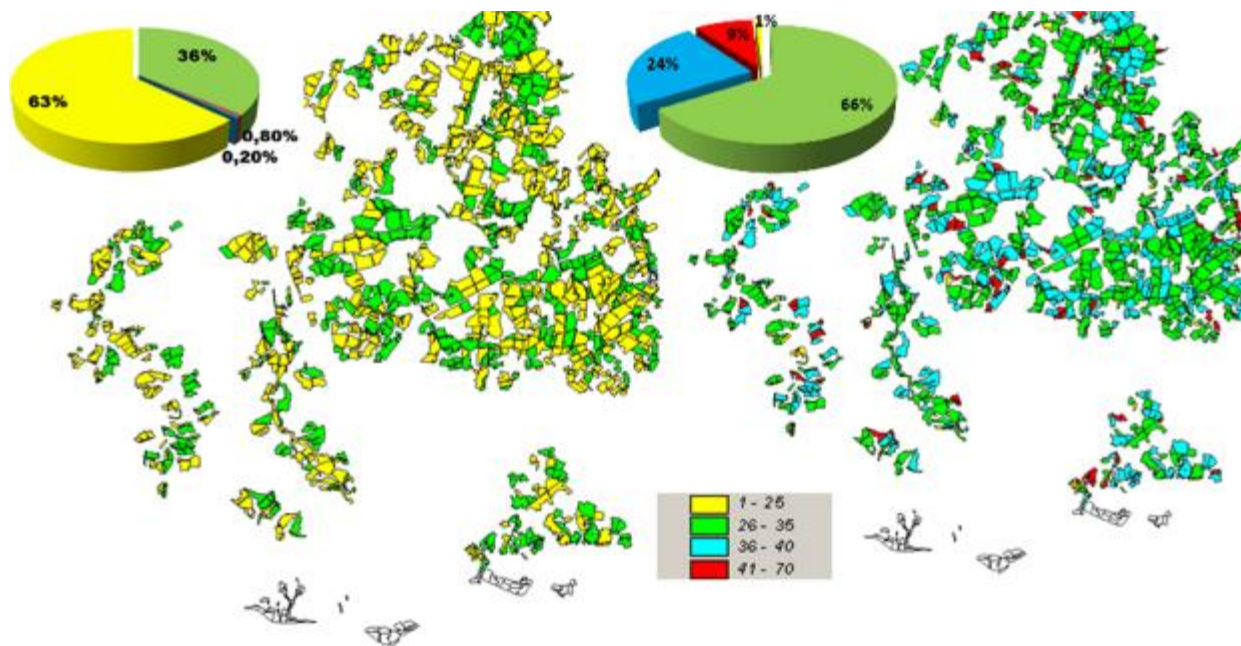
по моделям характеристики урожая являются ландшафтно обусловленными и климатически обеспеченными. Ландшафтно обусловленная и климатически обеспеченная урожайность сопоставима с потенциальной урожайностью [6,7], которая рассчитывается на основе значений ФАР, (зависимой от интенсивности светового излучения). Этот факт позволяет использовать ландшафтно обусловленную и климатически обеспеченную урожайность для расчетов действительно возможной урожайности при прогнозировании урожая.

Но на урожайность влияют еще плодородие почв каждого отдельного поля. Оно может значительно отличаться друг от друга в связи с разной историей полей, различной интенсивностью технологий выращивания и предшественниками. В таблице 1 представлен элемент системы поправочных коэффициентов для пересчета урожайности для отдельных полей внутри хозяйства. Для возможности использовать эту систему необходимо иметь информацию для каждого поля о гранулометрическом составе, а также величинах гумуса, рН и подвижного фосфора.

**Таблица 1.** Элемент системы поправочных коэффициентов для пересчета урожайности для отдельных полей внутри хозяйства

|     | A                                       | B        | C    | D          | E    | F               | G       | H         | I        | J        | K        | L  |  |
|-----|---|----------|------|------------|------|-----------------|---------|-----------|----------|----------|----------|----|--|
| 1   |   |          |      |            |      |                 |         |           |          |          |          |    |  |
| 2   |   |          |      |            |      | яровые зерновые | озимая  |           |          | травы    |          |    |  |
| 3   | Гранулометр. состав                     | Гумус, % | pH   | P205, мг н | овес | ячмень          | пшеница | картофель | однолетн | многолет | пастбища |    |  |
| 4   | Почвы дерново-подзолистые окультуренные |          |      |            |      |                 |         |           |          |          |          |    |  |
| 5   | Песчаные                                | <1,5     | <4,5 | < 5        | 10   | 10              | 10      | 10        | 10       | 10       | 10       |    |  |
| 6   |   |          |      | 5-15       | 10   | 10              | 10      | 10        | 10       | 10       | 10       | 10 |  |
| 65  | Супесчаные                              | <1,5     | <4,5 | < 5        | 10   | 10              | 10      | 14        | 10       | 10       | 10       |    |  |
| 66  |   |          |      | 5-15       | 10   | 10              | 10      | 14        | 10       | 10       | 10       | 10 |  |
| 125 | Легкосуглинистые                        | <2,0     | <4,5 | < 5        | 22   | 22              | 10      | 18        | 22       | 22       | 10       |    |  |
| 126 |   |          |      | 5-15       | 34   | 34              | 14      | 22        | 34       | 34       | 14       |    |  |
| 173 | Суглинистые                             | <2,0     | <4,5 | < 5        | 22   | 22              | 18      | 30        | 22       | 22       | 18       |    |  |
| 174 |   |          |      | 5-15       | 34   | 34              | 26      | 34        | 34       | 34       | 26       |    |  |
| 175 |   |          |      | > 15       | 46   | 46              | 30      | 36        | 46       | 46       | 30       |    |  |
| 221 | Тяжелосуглинистые и глинистые           | <2,0     | <4,5 | < 5        | 14   | 14              | 10      | 10        | 14       | 14       | 10       |    |  |
| 222 |   |          |      | 5-15       | 22   | 22              | 10      | 10        | 22       | 22       | 10       |    |  |
| 223 |   |          |      | > 15       | 30   | 30              | 10      | 10        | 30       | 30       | 10       |    |  |
| 224 |   |          |      | 4,5-5,0    | < 5  | 26              | 26      | 10        | 14       | 26       | 26       | 10 |  |





**Рисунок 4** - Действительно возможная урожайность озимой пшеницы, ц/га в хозяйствах Ступинского района Московской области при содержании гумуса = 2,0-3,0 %; рН = 4,5-5,0; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>=100-200 мг/кг

**Рисунок 5** - Действительно возможная урожайность озимой пшеницы, ц/га в хозяйствах Ступинского района Московской области при содержании гумуса = 2,0-3,0%; рН = 5,0-6,5; P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> >200 мг/кг

Например, на рис. 4 и 5 представлены карты урожайности озимой пшеницы для Ступинского района как результат моделирования гипотетической ситуации, что параметры плодородия на всех полях хозяйства одинаковые. Тогда очень хорошо видно, какие поля и как ответят урожайностью на эту ситуацию. Диаграмма показывает долю полей с разным уровнем урожайности.

Возможность применения технологии той или иной интенсивности для отдельных полей и культур тоже может быть оценена по картам действительно возможной урожайности. Если на поле оказывается достаточно низкий возможный урожай, то нет смысла применять на этом поле интенсивную технологию, предполагающую серьезные вложения в удобрения, средства защиты и требующие высокого плодородия почвы. Но, с другой стороны, если на поле возможная урожайность достаточно высока, то уже сам сельхозпроизводитель может решать, технологию какой интенсивности ему применять на этом поле, и, таким образом, более осознанно оценивать свои вложения.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Разработана методология расчета моделей урожайности сельскохозяйственных культур для отдельных областей России, основанная на независимой оценке различных факторов влияния на получение урожая методами линейной и нелинейной множественной регрессии.
2. Рассчитанные по моделям характеристики урожая зависят от природных факторов – рельефа и климата, и являются ландшафтно обусловленными и климатически обеспеченными. При прогнозировании урожая ландшафтно обусловленная и климатически обеспеченная урожайность используется для расчетов действительно возможной урожайности, зависящей от плодородия почв каждого поля.
3. На основании расчетной информации о получении действительно возможной урожайности, максимальной для реального уровня плодородия каждого поля, появляется возможность выбора оптимальной технологии возделывания с/х культур в зависимости от потребностей и финансовых возможностей пользователя.

## ЛИТЕРАТУРА

- [1] Сычев В.Г., Рухович О.В., Романенков В.А., Беличенко М.В., Листова М.П., 2008. Опыт создания единой систематизированной базы данных полевых опытов Агрохимслужбы и Геосети «Агрогеос». Проблемы агрохимии и экологии 3: 35-38.
- [2] Shary P.A., Sharaya L.S., Mitusov A.V., 2002. Fundamental quantitative methods of land surface analysis. Geoderma 107: 1-32.
- [3] Шарый П.А., Рухович О.В., Шарая Л.С. Методология анализа пространственной изменчивости характеристик урожайности пшеницы в зависимости от условий агроландшафта // Агрохимия, 2011. - №2. - С.57-81
- [4] Shary P.A., Rukhovich O.V., Sharaya L.S., 2016. Analytical and cartographic predictive modeling of arable land productivity. In: Mueller L., Sheudshen A.K., Eulenstein F. (Eds.). Novel Methods for Monitoring and Management Land and Water Resources in Siberia. Heidelberg: Springer, 2016. Chapter 21, pp. 489-502.
- [5] Hijmans R.J., Cameron S.E., Parra J.L., Jones P.J., Jarvis A., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology 25: 1965-1978.
- [6] Тоолинг Х.Г., 1967. Связь фотосинтеза, роста растений и геометрической структуры листьев растительного покрова с режимом солнечной радиации на разных широтах. // Ботан. журн., 52, 5, 606 – 616.
- [7] Тоолинг Х. Г. , 1978. На какой урожай ориентироваться при программировании урожая? // В кн.: Научные основы программирования урожаев с.х. культур. М.: ВАСХНИЛ, 10-17.

### Глава II/11: АГРОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ПОЧВ ТИПИЧНЫХ АГРОЛАНДШАФТОВ КАРЕЛИИ

#### Chapter II/11: Agro-Ecological Evaluation of Soils in Typical Agro-Landscapes of Karelia

Инна А. Дубровина

DOI 10.25680/6814.2018.43.32.108

Эл. Почта: [yorgo@mail.ru](mailto:yorgo@mail.ru)

Институт Биологии Карельского научного центра РАН, ул. Пушкинская, 11, 185910, Петрозаводск, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Концепция адаптивно-ландшафтного земледелия предполагает устойчивое развитие агроландшафтов. Применение адаптивно-ландшафтных систем обусловлено знанием природных условий конкретных территорий и оценкой их агроэкологического потенциала. В агроэкологической оценке используется почвенно-экологический индекс (ПЭИ), как интегральный показатель продуктивности почвы. Была изучена вариабельность почвенно-экологических индексов в агроландшафтах, традиционно используемых в сельскохозяйственном производстве республики Карелия. Участки различаются по агроклиматическим и почвенным условиям. Исследование показало, что климатическая составляющая ПЭИ значительно влияет на итоговые показатели индекса. Почвенная составляющая ПЭИ зависит в первую очередь от генезиса почв и наличия ограничивающих факторов. В условиях Карелии почвенно-экологические индексы хорошо отражают лимитирующие факторы продуктивности почв – дефицит теплообеспеченности, избыточное увлажнение и низкие запасы органического вещества.

**Abstract.** The concept of landscape-adapted agriculture assumes the sustainable development of agro-landscapes. The application of landscape-adapted systems is due to knowledge of natural conditions of specific territories and evaluation of their agro-ecological potential. The soil-ecological index (SEI) is used during agro-ecological evaluation as integral parameter of soil productivity. Variability of soil-ecological indexes in agro-landscapes, traditionally used in agriculture of Karelia, was studied. Sites differ in agro-climatic and soil conditions. Study has shown that the climate component of SEI significantly influences on final value of index. Soil component of SEI primarily depends on genesis of soils and presence of limiting factors. Soil-ecological indexes reflect well the limiting factors of soil productivity under conditions of Karelia – insufficient heat supply, excessive moisture and low stocks of organic matter.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** агроландшафт, земледелие, оценка почв, почвенно-экологический индекс, продуктивность почв, Северная Европа.

**Keywords:** agro-landscape, agriculture, evaluation of soils, soil-ecological index, soil productivity, Northern Europe.

## ВВЕДЕНИЕ

Устойчивое развитие в области земледелия акцентирует экологическую направленность землепользования и приближение агроландшафта к естественно-природным аналогам при сохранении достаточно высокой продуктивности сельскохозяйственного производства. Решение этих задач предлагает концепция адаптивно-ландшафтного земледелия, которая обеспечивает основные принципы не только экономически эффективного, но и экологически целесообразного использования земельных ресурсов [1]. Применение адаптивно-ландшафтных систем земледелия обусловлено знанием природных условий конкретных территорий и оценкой их агроэкологического потенциала. В целом производственный потенциал земель и их продуктивное использование зависит не только от свойств почв, но является производным природного комплекса и составляющих его компонентов, таких как климат, рельеф, литологические и гидрологические условия. В связи с этим в агроэкологической оценке используется почвенно-экологический индекс (ПЭИ), как интегральный показатель продуктивности почвы [2]. ПЭИ относится к мультипликативным индексам, позволяющим в полной мере выявлять влияние отрицательных факторов, ограничивающих качество земли в целом. Земледельческая территория России относится, в основном, к ареалу пониженной биологической активности. На Севере Европейской части России урожайность сельскохозяйственных культур на 10-30% зависит от погодных условий, поэтому здесь особенно важен комплексный подход к оценке агроландшафтов. Целью работы было изучение вариабельности ПЭИ почв, традиционно используемых в сельскохозяйственном производстве республики Карелия, расположенных в различных агроклиматических условиях [3].

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводились на трех ключевых участках (Таблица 1) в среднетаежной подзоне Карелии, расположенной на юго-востоке Фенноскандинавского щита. Сильная расчлененность территории республики способствует формированию большого разнообразия почв, различающихся по гидротермическому режиму, химизму и интенсивности биологического круговорота веществ. В автоморфных условиях на рыхлых четвертичных отложениях распространены зональные подзолистые и дерново-подзолистые почвы, на шунгитовых породах формируются интразональные дерновые шунгитовые почвы.

**Таблица 1** - Характеристика ключевых участков

| Землепользование                 | Турханваара                                 | Корзинская низина  | О-в. Большой Климецкий                       |
|----------------------------------|---|--|--|
| Сумма эффективных температур, °С | 1200 - 1400                                 | 1400 - 1450  | 1500   |
| Годовое количество осадков, мм   | 600 - 650                                   | 650 - 700  | 550 - 600                                    |
| Безморозный период, дней         | 100 - 110                                   | 105 - 115  | 115 - 160                                    |
| Рельеф                           | Холмистый озерно-ледниковый                 | Озерно-ледниковая впадина с участками холмов и моренных гряд | Денудационно-тектонический холмисто-грядовый |
| Почвообразующие породы           | Моренные и озерно-ледниковые пески и супеси | Ленточные глины, моренные и водно-ледниковые отложения       | Морена шунгитовая, озерные пески и супеси    |

При дополнительном увлажнении развиваются торфяно-подзолистые, в гидроморфных условиях – торфяные почвы разной степени оглеения и мощности торфяной залежи [4]. Торфяные массивы в



основном осушены. В полевых исследованиях использовали топографические и почвенные карты. Были составлены уточненные списки почвенных разностей согласно номенклатуре классификации почв России [5] и сгруппированы по их положению в рельефе. Расчет почвенно-экологического индекса производился по основной формуле руководства [6]:

$$ПЭИ = 12,5 \cdot П \cdot К \cdot А, \text{ где}$$

12,5 – множитель, приводящий к 100 единицам ПЭИ

П – итоговый почвенный показатель

К – итоговый климатический показатель

А – итоговый агрохимический показатель

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Почвы Карелии характеризуются низким природным плодородием, что подтверждается показателями ПЭИ (Рисунок 1, Таблица 2). Ключевые участки находятся в различных агроклиматических районах, это позволило дифференцировать влияние почвенной и климатической составляющей ПЭИ. Максимальный итоговый климатический показатель получен на о-ве Б. Климецкий, он уменьшается на 8,7 % на Корзинской низине и на 16,3 % в Турханвааре.

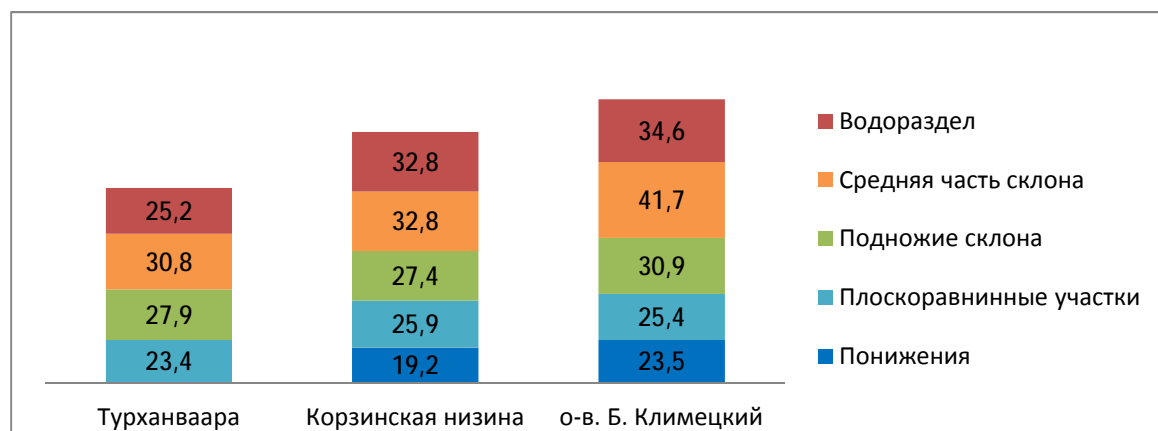
Значения ПЭИ в целом по трем участкам имеют большой разброс и колеблются в пределах 16,1-51,6 для минеральных и 19,2-46,0 для торфяных почв. Анализ итогового почвенного показателя для минеральных почв выявляет, что наиболее высокие значения имеют серогумусовые почвы и ржавоземы – почвы на шунгитовых породах с высоким естественным плодородием. Далее идет основной массив автоморфных супесчаных и суглинистых почв без понижающих коэффициентов. При одинаковых условиях увлажнения более высокие ПЭИ характерны для почв суглинистого и легкосуглинистого гранулометрического состава. Глееватые и каменистые почвы среднего и легкого гранулометрического состава имеют более низкий почвенный показатель. Наименьшие значения индекса приурочены к глеевым почвам тяжелого гранулометрического состава.

Для торфяных почв ПЭИ зависит от наличия осушительных мелиораций. В среднем, значения ПЭИ для комплекса торфяных почв значительно ниже, чем для почв минеральных. ПЭИ для осушенных разностей торфяных почв имеет значения в пределах 26,4-28,8, а для неосушенных разностей составляет 19,2-21,0, что близко к значениям ПЭИ минеральных почв гидроморфного ряда. Максимальные значения ПЭИ характерны для перегнойных торфяных почв, которые обладают высоким потенциальным плодородием.

**Таблица 2** – Почвенно-экологические индексы для основных почвенных разностей

| Почвы       | Почвенная разность                | Осушение | Диапазон ПЭИ |
|-------------|-----------------------------------|----------|--------------|
| Минеральные | Агрозем альфегумусовый            | –        | 25,6-35,0    |
|             | Агрозем светлый                   | –        | 27,9-40,3    |
|             | Ржавозем                          | –        | 34,1-40,3    |
|             | Серогумусовая темнопрофильная     | –        | 31,5-51,6    |
|             | Агрозем альфегумусовый глееватый  | –        | 24,9-27,8    |
|             | Агрозем альфегумусовый глеевый    | –        | 23,4-24,9    |
|             | Агрозем светлый глееватый         | –        | 22,4-31,5    |
|             | Агрозем светлый глеевый           | –        | 16,1-25,4    |
| Торфяные    | Агрозем торфяный окислено-глеевый | +        | 26,4-28,8    |
|             | Торфяная эуτροφная                | +        | 26,4-28,8    |
|             | Перегнойно-торфяная эуτροφная     | +        | 42,2-46,0    |
|             | Агрозем торфяный окислено-глеевый | –        | 19,2-21,0    |
|             | Торфяная эуτροφная                | –        | 19,2-21,0    |
|             | Перегнойно-торфяная эуτροφная     | –        | 25,9         |

На Рисунке 1 показаны средневзвешенные значения ПЭИ для различных элементов рельефа. Для всех трех участков максимальный ПЭИ характерен для средней части склона. Меньшие значения отмечены на водоразделе, что объясняется наличием смытых почв и почв легкого гранулометрического состава в данной позиции. Значения ПЭИ у подножия склона также снижены, здесь в основном оказывает влияние оглеение и тяжелый гранулометрический состав.



**Рисунок 1** - Средневзвешенные значения почвенно-экологических индексов

Значения ПЭИ для плоскоравнинных участков практически одинаковы для всех землепользований, т.е. значение климатической составляющей ПЭИ нивелируется с возрастанием гидроморфизма почв. ПЭИ для понижений представлены для неосушенных почв, и они самые низкие [3].

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Климатическая составляющая ПЭИ значительно влияет на итоговые показатели индекса.
2. Почвенная составляющая ПЭИ зависит в первую очередь от генезиса почв. Максимальные показатели почвенной составляющей ПЭИ характерны для интразональных почв с высоким природным плодородием. В ряду зональных почв решающим фактором является гранулометрический состав и наличие понижающих коэффициентов.
3. Наибольшие значения ПЭИ на всех участках имеют почвы средней части склона, чуть ниже значения для водоразделов. Наблюдается резкое падение значений ПЭИ с возрастанием гидроморфизма.
4. В условиях Карелии почвенно-экологические индексы хорошо отражают лимитирующие факторы плодородия – дефицит теплообеспеченности, избыточное увлажнение и низкие запасы органического вещества.

## ЛИТЕРАТУРА

- [1] Кирюшин В.И. Экологические основы земледелия. М.: Колос, 1996. 367 с.
- [2] Савич В.И., Амергужин Х.А., Карманов И.И., Булгаков Д.С., Федорин Ю.В., Карманова Л.А. Оценка почв. Астана, 2003. 544 с.
- [3] Dubrovina I. A. 2016. Variability of soil ecological indexes in typical agrolandscapes of Southern Karelia. Russian Agricultural Sciences. 42, 1, 76–81.
- [4] Морозова Р.М., Федорец Н.Г. Земельные ресурсы Карелии и их охрана. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2004. 152 с.
- [5] Шишов Л.Л., Тонконогов В.Д., Лебедева И.И., Герасимова М.И. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
- [6] Шишов Л.Л., Дурманов Д.Н., Карманов И.И., Ефремов В.В. Теоретические основы и пути регулирования плодородия почв. М.: Агропромиздат, 1991. 304 с.

**Глава II/12: ГРУППИРОВКА АГРОЛАНДШАФТОВ ЛЕСОСТЕПИ ПРИОБЬЯ С  
ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ГИС НА ПРИМЕРЕ КЛЮЧЕВОГО УЧАСТКА**  
**Chapter II/12: Typisation of Agrolandscapes in the Pre-Ob Forest-Steppe using GIS: Example of a  
Key Site**

Светлана Ю. Капустянчик\*<sup>1,2</sup>, Надежда И. Добротворская<sup>3</sup>

DOI 10.25680/7347.2018.53.18.109

\*Эл. Почта: [kapustjanchiksv@mail.ru](mailto:kapustjanchiksv@mail.ru)

1. Сибирский научно-исследовательский институт растениеводства и селекции – филиал Федерального государственного бюджетного научного учреждения «Федеральный исследовательский центр Институт цитологии и генетики Сибирского отделения Российской академии наук», 630501, р.п. Краснообск, Новосибирская обл., Россия

2. Новосибирский государственный аграрный университет, 630039, ул. Добролюбова, д. 60, г. Новосибирск, Россия

3. Сибирский научно-исследовательский институт земледелия и химизации сельского хозяйства Сибирского федерального научного центра агроботехнологий Российской академии наук, 630501, р.п. Краснообск, Новосибирская обл., Россия

**РЕЗЮМЕ.** Применительно к условиям лесостепи Новосибирского Приобья проведены комплексные исследования в системе рельеф – почвы – микроклимат и выделен новый вид агроландшафта. В пределах ключевого участка на основе ландшафтного анализа выделены следующие элементы мезо- и микрорельефа: слабо выраженная водораздельная часть, осложненная микрозападинами и локальными наклонными северной экспозиции и склон южной экспозиции сложной формы. Ландшафты Новосибирского Приобья по комплексу признаков делятся на три типа: плакорный, плакорный микрозападный, эрозионный. В соответствии с ландшафтно-экологической классификацией земель [1] первые два вида относятся к агроэкологической .

**Abstract.** With reference to the conditions of the forest-steppe of the Novosibirsk Ob region, complex studies were carried out in the relief-soil-microclimate system, and a new type of agrolandscape was identified. Within the key area, the following elements of the meso- and microrelief are distinguished on the basis of landscape analysis: a weakly expressed watershed, complicated by micro-depressions and local slopes of northern exposure and a slope of southern exposure of a complex shape. Landscapes of the Novosibirsk Ob region are divided into three types according to the complex of features: slightly relieved (plakorny), slightly relieved with micro-slopes (plakorny mikrozapadiny), and erosional. In accordance with the landscape-ecological classification of lands [1], the first two species belong to the agroecological group of slightly relieved (plakornye) lands, the third to the group of erosive lands.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** агроландшафт, типизация земель, рельеф, ландшафтный анализ, структура почвенного покрова, виды земель, ГИС.

**Keywords:** agrolandscape, land typification, relief, landscape analysis, soil cover structure, types of land, GIS.

### **ВВЕДЕНИЕ**

Новосибирское Приобье представляет собой приподнятую равнину, расположенную на левобережье Новосибирского водохранилища, простираясь от Кочковского района на юге области до с. Вьюны Колыванского района в северной ее части. Имеет абсолютные отметки 220-230 м на юго-западе и 170-190 м на северо-востоке. Юго-восточный склон расчленен многочисленными короткими притоками Оби и имеет вид широких увалов с пологими приводораздельными склонами (0,5-1°) преимущественно выпуклого профиля и постепенно увеличивающимся наклоном скатов долин рек (от 2 до 9°). Горизонтальная расчлененность рельефа пологих приводораздельных пространств – 0,4-0,5 км/км<sup>2</sup> [2]. Так как направление Оби в пределах Новосибирской области в основном север – северо-восточное, то преобладающая экспозиция склонов Новосибирского Приобья южная, восточная и юго-восточная. Микрорельеф выражен в виде блюдцеобразных и вытянутых западин, распространенных на плакорных участках мезорельефа, и в виде мелкой бугристости в понижениях. На территории Новосибирского Приобья влияние мезо- и микрорельефа на почвообразова-

тельные процессы обуславливает контрастность почвенных свойств и микроклимата почв даже в пределах производственного поля. Поэтому необходима взаимная увязка компонентов в системе рельеф – почвы – микроклимат. Взаимосвязь полученных параметров в данной системе обеспечивается привязкой к координатам конкретного рабочего участка. Для этого широко используются пространственные и тематические информационные базы на основе ГИС-технологий. Логическим результатом такого исследования является агроэкологическая группировка земель. Целью работы явилось выявить закономерности распределения факторов экологической неоднородности и осуществить группировку агроландшафтов в лесостепи Новосибирского Приобья.

## **МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ**

Объекты исследования расположены в Центральном-лесостепном Приобском агроландшафтном районе [3] или в Приобском центральном районе (согласно почвенно-географическому районированию [4]). Исследования проводились в 2005–2009 гг. в ландшафтной системе, представляющей собой сочетание плакорного участка четвертой речной террасы реки Обь и ее склона к третьей террасе. Совокупность пунктов мониторинга отражает соподчиненные элементы рельефа в рамках единой катены, которая рассматривается в данном исследовании как природная модель ландшафта [5]. Общая площадь ключевого участка – 136,65 га. Общая длина катены составляет 1400 м, расстояние между 6 наблюдательными пунктами 200-250 м. Изучаемые параметры: структура почвенного покрова, физико-химические свойства почв катены. В работе используются общенаучные методы – сравнительно-географический, картографический с применением экологического и ландшафтного анализа.

## **РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ**

**Ландшафтный анализ ключевого участка.** В пределах ключевого участка на основе ландшафтного анализа были выделены следующие элементы мезо- и микрорельефа: слабо выраженная водораздельная часть, осложненная микрозападинами и локальными наклонами северной экспозиции, и склон южной экспозиции сложной формы. По характеру микрорельефа водораздельную часть ключевого участка можно разделить на два выдела: центральную часть и северную. Центральная часть водораздела имеет абсолютные высоты 149–151 м над уровнем моря и характеризуется слабым наклоном поверхности ( $0,3^\circ$ ) на восток. Площадь ее составляет 48,30 га. Ширина водораздельной части с юга на север 570 м. Характер поверхности довольно ровный, хотя встречаются единичные неглубокие (до 1 м) микрозападины общей площадью 1,1 га. Северный участок водораздела имеет наклон менее  $0,5^\circ$ . Его площадь составляет 21,59 га. Количество микрозападин и их размеры существенно увеличиваются. На долю блюдцеобразных западин приходится 11% площади северного участка. Кроме блюдцеобразных понижений появляются и ложбинообразные. На их долю приходится 9%. Южный склон ключевого участка имеет сложную форму: в верхней части он прямой в профиле, угол наклона  $1,5^\circ$ ; средняя часть характеризуется перегибом выпуклой формы с углом наклона  $6^\circ$ ; нижняя часть склона, переходящая в подножие, вогнутая в профиле, имеет угол наклона  $2,2^\circ$ . Абсолютная высота у подножия склона 134,1 м над уровнем моря. В плане склон в целом имеет собирающую форму. Площадь склонового участка составляет 66,76 га. Общая длина склона 550 м.

### **Морфометрическая характеристика структуры почвенного покрова ключевого участка.**

Почвенный покров отражает наличие трех основных почвообразующих процессов: дернового в автоморфных условиях, глееобразования в микрозападинах и эрозии на склоне. Наибольшая доля в почвенном покрове участка приходится на черноземы выщелоченные среднемощные – 75,63%, площадь черноземов выщелоченных маломощных, приуроченных к бровке крупных микрозападин составляет всего 0,34%. В плакорной части террасы в мелких микрозападинах расположены ареалы темно-серых лесных почв, на них приходится 0,80%. В большей части микрозападин наблюдается аккумуляция поверхностного стока и формирование полугидроморфных темно-серых лесных поверхностно-глееватых почв с долей участия 3,04% от общей площади исследуемого участка. На южном склоне развитие эрозионного процесса обусловило формирование ареалов слабо- и среднесмытых и намывных черноземов выщелоченных с долей участия 6,50; 9,18 и 4,51% соответственно. Форма ареалов также обусловлена формой элементов рельефа, к которым они приурочены: ареалы темно-серых лесных и темно-серых лесных поверхностно-глееватых почв, как правило, округлые, иногда слегка вытянутые. Ареал среднесмытой почвы, повторяя форму вогнутого собирающего склона, имеет вытянутую слабо изогнутую конфигурацию. Ареалы

слабосмытой почвы приурочены к периферии контура среднесмытой черноземной почвы, располагаясь в местах уменьшения угла наклона поверхности и снижения скорости водного потока. Черноземные намывные почвы сформировались на выровненных участках на шлейфе склона в виде изоморфных пятен. По степени расчленения ареалы почв относятся к нерасчлененным ( $KP < 2$ ) и слаборасчлененным  $2 < KP < 4$ . Повышенные коэффициенты расчлененности характерны для крупных контуров фоновой черноземной почвы за счет внутреннего расчленения. Элементарные почвенные ареалы образуют почвенные комбинации ПК, специфические для разных местоположений объекта исследований. Можно выделить три ПК: комплекс чернозема выщелоченного и темно-серых лесных поверхностно-глееватых почв с долей участия до 20% ( $ЧвЛЗ^{III}$ ) в северной части плакорного участка, пятнистость чернозема выщелоченного и темно-серых лесных почв до 10%, ( $Чв \cdot ЛЗ$ ) в центральной части плакорного участка террасы и сложное сочетание-вариация чернозема выщелоченного с черноземами выщелоченными смыто-намывными ( $Чв + Чв^{31} + Чв^{32} + Чв \cdot Чв^H$ ) в склоновой части ландшафта (табл. 1).

**Таблица 1** - Группировка агроландшафтов (земель) и их классификационная принадлежность

| Таксономический уровень и критерий выделения | Группа земель по главному лимитирующему фактору | Подгруппа по степени проявления лимитирующего фактора | Разряд по морфогенетическим типам рельефа | Класс по почвообразующим породам  |
|--|---|---|---|-----------------------------------|
| Наименование групп и подгрупп земель         | Плакорные земли                                 | Плакорные   | Полого-волнистая равнина                  | Лессо-видные карбонатные суглинки |
|  |   | Плакорные микрозападинные                             |   |                                   |
|  | Эрозионные земли                                | Среднеэродированные                                   |   |                                   |

| Таксономический уровень и критерий выделения | Род по мезоформам рельефа и их элементам     | Подрод по крутизне склонов | Вид по ЭПС                               | Подвид по конт-растности ЭПС |
|--|--|----------------------------|--|------------------------------|
| Наименование групп и подгрупп земель         | Плоское положение на гриве                   | До $1^\circ$               | $Чв \cdot ЛЗ$ (10%)                      | Неконт-растные               |
|  | Плоское положение на гриве с микрозападинами |                            | $ЧвЛЗ^{III}$ (20%)                       | Мало-контрастные             |
|  | Склон южной экспозиции                       | 3-6°                       | $Чв + Чв^{31} + Чв^{32} + Чв \cdot Чв^H$ | Средне-контрастные           |

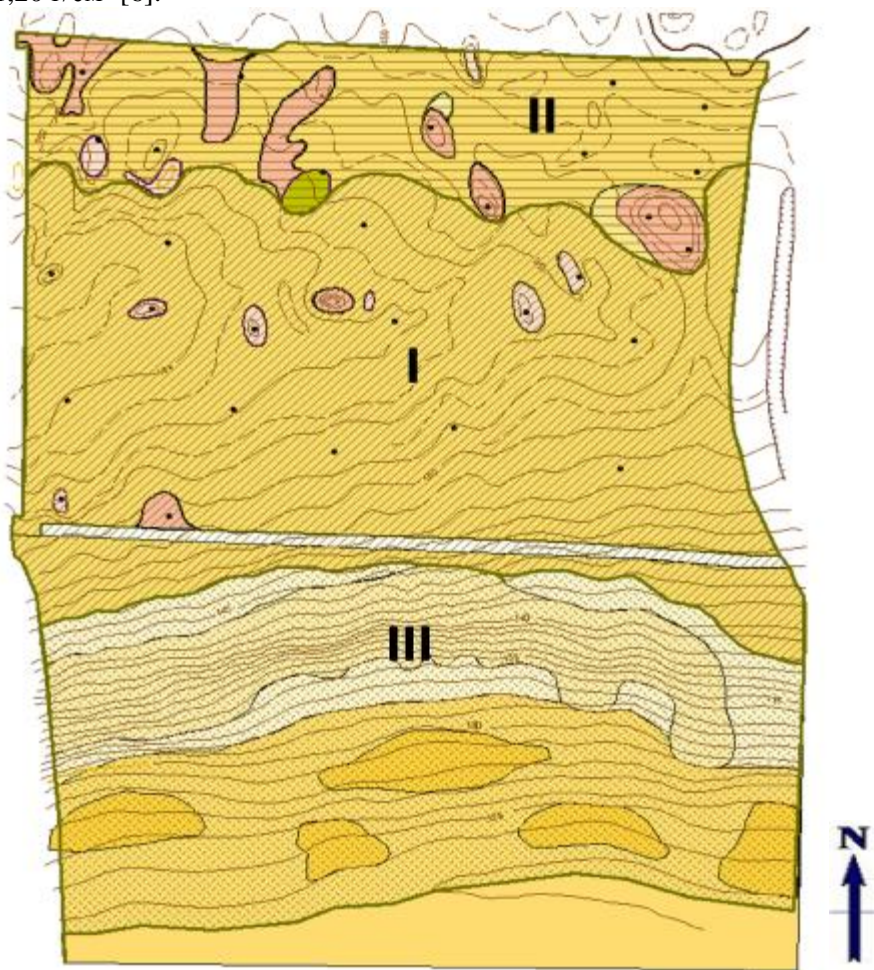
Особенности структуры почвенного покрова, рельеф позволяют выделить три вида земель: плакорные земли, плакорные с микрозападинным рельефом, эрозионные. В соответствии с ландшафтно-экологической классификацией земель [1] первые два вида относятся к агроэкологической группе земель – плакорные, третий к группе эрозионных земель (табл. 1, рис. 1).

**Плакорные земли.** Это открытые пространства повышенных равнин. В почвенном покрове преобладают черноземы. Центральная часть участка расположена на пологом водораздельном плато и верхней части мезосклона южной экспозиции с углом наклона  $1,5^\circ$ . Площадь участка составляет 48,30 га. Почвенный покров образован черноземами выщелоченными среднемоющими малогумусными среднесуглинистыми с небольшим (1,4%) участием темно-серых лесных почв. Эти почвы характеризуются высоким почвенным плодородием.

**Плакорные микрозападинные земли.** Северная часть участка расположена на слабопокатой к север-северо-востоку равнине, имеет выраженный микрорельеф: множество мелких западин и ложбин. Эта территория занимает площадь 21,59 га. Почвенный покров пестрый, на фоне черноземов выщелоченных пятна темно-серых лесных и темно-серых лесных поверхностно-глееватых почв, приуроченных к западинам, составляющим 19,1% от данной площади. Конфигурация этого участка осложнена наличием внутри его лесных колков. Технологические качества этого участка

снижены в связи с задержкой наступления физической спелости почв в микрозападинах на 7-14 дней.

**Эрозионные земли.** Эрозионные земли расположены на склоне южной экспозиции. Занимают площадь 66,76 га. Почвенный покров включает черноземы выщелоченные слабо-, среднесмытые и намытые средне- и легкосуглинистые. Склон имеет сложную выпукло-вогнутую в профиле форму. Нижняя часть пологая и вытянутая. Мощность гумусового горизонта на эродированных х по сравнению с плакором меньше на 31%. Почвенный профиль в средней и нижней частях склона гумусирован до глубины 52...56 см. В верхней части склона общая мощность гумусового слоя составляет 36 см. Данные свидетельствуют о наличии интенсивных эрозионных процессов на склоне. При анализе данных по плотности следует отметить, что плотность почвы изменяется от 1,02 до 1,20 г/см<sup>3</sup> [6].



**Рисунок1** - Расположение типов земель на исследуемом участке:

- I – плакорные земли,
- II – плакорные микрозападинные земли,
- III - эрозионные земли

**Использование ГИС в оценке земель.** Проведенная оценка с выделением типов земель на изучаемом участке позволяет представить полученные данные в виде электронных слоев-карт в программном пакете MapInfoProfessional. Имеющаяся топографическая карта масштаба 1:5000 с изолиниями рельефа была переведена в электронную с помощью оцифровки данной основы. Полученная карта элементов рельефа позволяет оценить размеры микрозападин и их общую площадь, которая составила 7,5%. Проведенная оценка земель позволила создать карту типов земель, которая является основным заключительным документом – в ней содержится вся необходимая информация для принятия проектных решений по организации территории с учетом ландшафтных связей [7;8;9]. Таким образом, применение ГИС облегчает проведение анализа полученной информации по исследуемой территории



## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. На землях Новосибирского Приобья выделены основные элементы мезо- и микрорельефа: повышенные равнины (плакоры), склоны, микрозападины.
2. В почвенном покрове исследуемой территории выделены почвенные комбинации: комплекс ЧвЛЗ<sup>III</sup> (20%), пятнистость Чв·ЛЗ (до 10%), сложное сочетание-вариация Чв+ Чв<sup>31</sup>+ Чв<sup>32</sup>+ Чв·Чв<sup>H</sup>.
3. По комплексу свойств почвенного покрова дана агроэкологическая группировка ландшафтов: плакорные, плакорные микрозападинные, эрозионные.
4. Разработана структура картографической информации на базе ГИС для целей оценки земель и группировки ландшафтов в центрально-лесостепной зоне Новосибирского Приобья.

## ЛИТЕРАТУРА

- [1] Агроэкологическая оценка земель, проектирование адаптивно-ландшафтных систем земледелия и агротехнологий: методическое руководство / В.И. Кирюшин [и др.]. – М.: ФГНУ «Росинформгротех», 2005. – 784 с.
- [2] Путилин А.Ф. Эрозия почв в лесостепи Западной Сибири / А.Ф. Путилин. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2002. – 184 с.
- [3] Адаптивно-ландшафтные системы земледелия Новосибирской области / РАСХН. Сиб. отд-ние. СибНИИЗХим. – Новосибирск, 2002. – 388 с.
- [4] Почвы Новосибирской области. – Новосибирск: Наука. Сиб. отд-ние, 1966. – 422 с.
- [5] Методологические и методические аспекты почвоведения / В.К. Бахнов, Г.П. Гамзиков, В.Б. Ильин [и др.]. – Новосибирск, 1988. – 168 с.
- [6] Погуленко А.А. Сравнительная оценка эрозионных процессов в склоновом ландшафте Приобского плато / А.А. Погуленко // Концепция и технологии земледелия в аридной зоне Алтае-Саянского субрегиона – Абакан, 2009. – С. 253-258
- [7] Особенности информационного обеспечения агроэкологической оценки земель для проектирования адаптивно-ландшафтных систем земледелия с использованием ГИС-технологий: Метод. пособие/ Россельхозакадемия, Сиб. отд-ние, СибНИИЗХим. – Новосибирск, 2007. – 40 с.
- [8] Добротворская Н.И. Структура почвенного покрова в системе агроэкологической оценки земель в лесостепи Западной Сибири: автореф. дис. д-ра с.-х. наук: 06.01.03 / Н.И. Добротворская. Сибирский НИИ земледелия и химизации сельского хозяйства СО РАСХН – Н., 2009. – 40 с.
- [9] Слива И.В., Трубников А.В. Геоинформационные системы земледелия – практика повышения эффективности аграрного производства. <http://www.agroru.com/news/310662.htm>. Дата доступа: 5.12.2017 г.



## Chapter II/13: ESTIMATING PROPERTIES OF MINE SPOILS RELEVANT TO SOIL FERTILITY IN NORTHEASTERN GERMANY

### Глава II/13: Оценка свойств горнопромышленных отвалов в Северо-Восточной Германии, значимых для почвенного плодородия

Michael Haubold-Rosar; Thomas Heinkele\*

DOI 10.25680/4493.2018.52.74.110

\*Email: [t.heinkele@fib-ev.de](mailto:t.heinkele@fib-ev.de)

Research Institute for Post-Mining Landscapes ass. (FIB), Brauhausweg 2, 03238 Finsterwalde, Germany

**ABSTRACT.** Open cast lignite mining creates large areas covered with mine spoils. In North-Eastern Germany, after open-cast lignite mining the dumps and tips are covered by a big variety of substrates with different physical and chemical preconditions for soil development and thus for land use. The knowledge of physical and chemical properties of the dumped materials is of great importance for a successful reclamation of the dumps. The paper gives an overview and some examples in regard to the classification system for the dumped substrates and their key properties. Furthermore, the basic concept for the derivation of site-adapted measures of amelioration and reclamation procedures for agriculture and forestry is summarized.

**Резюме.** При добыче лигнита открытым способом появляются большие площади, занятые отвалами. В северо-восточной Германии отвалы и терриконы после добычи лигнита открытым способом покрыты большим разнообразием субстратов с различными физическими и химическими условиями для развития почв и, следовательно, для землепользования. Знание физических и химических свойств отвальных пород имеет большое значение для успешной рекультивации отвалов. В главе дан обзор и некоторые примеры, касающиеся классификационной системы для субстратов, слагающих отвалы, и их ключевых свойств. Кроме того, охарактеризована базовая концепция для разработки мер мелиорации и рекультивации для сельского и лесного хозяйства, адаптированных к конкретному участку.

**KEYWORDS:** post mining landscapes, soil reclamation, mine spoils, dumped substrate

**Ключевые слова:** ландшафты после добычи бурого угля, рекультивация почв, отвалы, отвальный субстрат

## INTRODUCTION

Lignite Mining in North-Eastern Germany is an example for worldwide extensive interventions into landscapes and soil degradation caused by mining industry. Uncovering the coal seams by large-sized machines generally does not allow selective extraction of humic topsoils (see Figure 1).

## MAPPING, ANALYSIS AND EVALUATION OF DUMPED SUBSTRATES

Overburden sediments show a big variety (Table 1). Determination and mapping of mine spoils or dumped substrate units and their evaluation with regard to reclamation for agriculture and forestry is based on several key parameters like geological age, soil texture and the contents of gravel, humus, lignite and lime (Table 2).

In fact, loose rocks of different geological origin above the seams are dumped as parent material for a new soil development. Besides the relief and the water balance soils are an important factor for land use in post mining landscapes. Information from geological exploration as well as selective extraction and dumping of the most fertile substrates will create good prerequisites for agriculture and forestry (see Figure 2) [1].

Furthermore, sulphur concentration, cation exchange capacity, pH-value, base saturation, lime requirement, contents of main nutrients (nitrogen, phosphorous, potassium, magnesium, calcium) and C:N-ratio are of interest to specify necessary measures of substrate amelioration and first cultivation [2,3]. Specific instructions have been developed for substrate mapping on dumps and tips [4]. They include requirements applying to methods of field work (soil survey and sampling with augers, soil profile description and sampling in pits with 100cm depth) and lab analysis. The soil surveys result in soil maps, showing the spatial extend of dumped substrates (Figure 3). Moreover, coding and input of results in a digital substrate data base and the creation of maps with a geographic information system has been regulated. The assess-

ment of analysis results takes into account present guidelines for soil mapping of Geological Surveys in Germany [5] as well as guidelines used in the former GDR [6].



**Figure 1:** Excavation (in the left) and dumping (in the right) of overburden material in an open pit-lignite mine in the Lusatian mining district, Germany



**Figure 2:** Fertile substrates, if available in sufficient quantities, are dumped as uppermost parts of the new designed post mining landscapes (photo: D. Knoche)

### **DEDUCTION OF SITE-ADAPTED PROCEDURES FOR SUBSTRATE AMELIORATION AND RECLAMATION**

Mapping, analysis and evaluation of soil substrate properties on dumps and tips serve for deriving site-adapted measures of amelioration and reclamation [1].

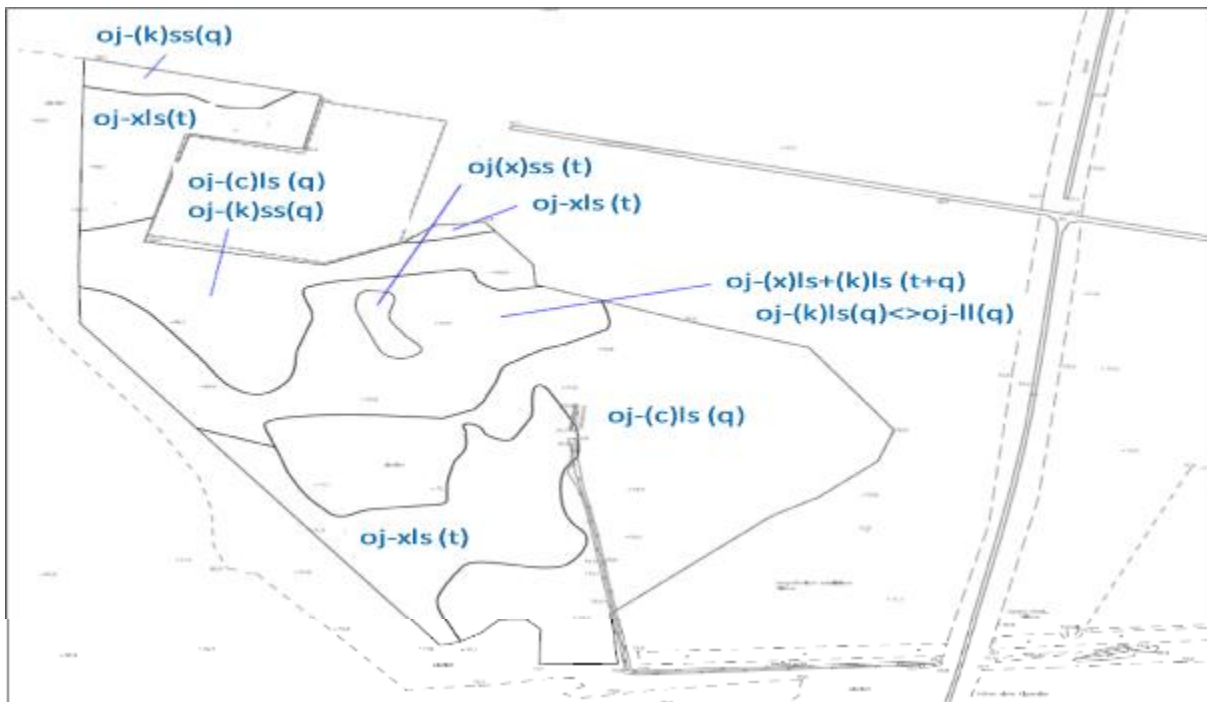
For instance, indicators like dry bulk density or coarse pore volume and corresponding threshold values have been derived for cohesive soils. If they are exceeded or underscored in the subsoil, a deep-loosening treatment by machines up to 1 m depth will be needed in order to achieve the yield potential of the respective soil substrate for agriculture. Areal distribution of detrimental subsoil compaction can be determined combining punctual analysis of physical soil properties with wide-area penetrometer or geoelectric measurements, plant appraisals and terrestrial or airborne mapping of wet areas.

**Table 1** – General characterization of dumped substrates (modified acc. to [7]).

|   |  |   |
|---|--|---|
| <b>sandy substrates</b>   |  |   |
| <b>sediments of the Quaternary</b><br>(terrace gravel, fluvio-glacial and basin sands)                    |  | <b>sediments of the Tertiary</b><br>(fluvial, marine, brackish sands and loamy sands, frequently lignitic)  |
| - medium nutrient content<br>- slightly acid to neutral pH-values   | - low clay and silt content<br>- loose structure<br>- medium to high air capacity<br>- low CEC<br>- low water capacity | - low to medium nutrient content<br>- bearing iron disulphides<br>- low to very low pH-values<br>- improved water capacity and CEC by lignite                         |
| <b>cohesive substrates</b>  |  |   |
| <b>sediments of the Quaternary</b><br>(loess, sandy loess, glacial till, fluvial and basin loam and clay) |  | <b>sediments of the Tertiary</b><br>(marin and brackish silt and clay, occasionally lignitic)   |
| - high nutrient content<br>- close to neutral pH-values   | - high silt and clay content<br>- dense structure<br>- low air capacity<br>- high CEC<br>- high water capacity         | - medium nutrient content<br>- bearing iron disulphides<br>- predominantly 2 layer-clays<br>- low to medium pH-values<br>- improved water capacity and CEC by lignite |

**Table 2** – Selected dump substrates, physical and chemical properties.

| substrate [5]   | symbol [5]    | property              |                |                         |             |                                   |                           |                                   | stratigraphy |
|---|---------------|-----------------------|----------------|-------------------------|-------------|-----------------------------------|---------------------------|-----------------------------------|--------------|
|   |               | coarse grains (% vol) | sand           | fine earth silt (% w/w) | clay        | lignite (C <sub>t</sub> ) (% w/w) | CaCO <sub>3</sub> (% w/w) | sulfur (SO <sub>3</sub> ) (% w/w) |              |
| <b>pure substrates</b>  |               |                       |                |                         |             |                                   |                           |                                   |              |
| dumped sand   | oj-ss (t)     | ≤ 2                   | 85-100         | ≤ 10                    | ≤ 5         | ≤ 0.5                             | ≤ 0.5                     | < 0.2                             | Tertiary     |
| dumped sand with low gravel content   | oj-(k)ss (q)  | >2-25                 | 85-100         | ≤ 10                    | ≤ 5         | ≤ 0.5                             | ≤ 0.5                     | < 0.2                             | Quaternary   |
| dumped sand, slightly lignitic  | oj-(x)ss (t)  | ≤ 2                   | 85-100         | ≤ 10                    | ≤ 5         | >0.5-2.0                          | ≤ 0.5                     | < 0.2                             | Tertiary     |
| dumped sand with clumbs of loam and clay  | oj-(ll)ss (q) | ≤ 2                   | 85-100 (15-68) | ≤ 10 (15-50)            | ≤ 5 (17-35) | < 0.5                             | < 0.5                     | < 0.2                             | Quaternary   |
| dumped loamy sand, slightly calcareous  | oj-(c)ls (q)  | ≤ 2                   | 48-95          | ≤ 25                    | ≤ 17        | ≤ 0.5                             | >0.5-2.0                  | < 0.2                             | Quaternary   |
| dumped lignitic loamy sand  | oj-xls (t)    | ≤ 2                   | 48-95          | ≤ 25                    | ≤ 17        | >2-15                             | < 0.5                     | 0.2 - >1.0                        | Tertiary     |
| dumped calcareous sandy loam  | oj-csl (q)    | ≤ 2                   | 33-83          | ≤ 50                    | 8-25        | < 0.5                             | >2-25                     | < 0.2                             | Quaternary   |
| dumped loam with low gravel content   | oj-(k)ll (q)  | >2-25                 | 15-68          | 15-50                   | 17-35       | ≤ 0.5                             | ≤ 0.5                     | < 0.4                             | Quaternary   |
| <b>mixtures of dumped substrates</b>  |               |                       |                |                         |             |                                   |                           |                                   |              |
| mixture of dumped loamy sand, slightly lignitic and dumped loamy sand with low gravel content |               |                       |                |                         |             | oj-(x)ls + (k)ls (t + q)          |                           |                                   |              |
| <b>small-scaled horizontal and vertical alternation of dumped substrates</b>                  |               |                       |                |                         |             |                                   |                           |                                   |              |
| small-scaled alternation of dumped loamy sand with low gravel content and dumped loam         |               |                       |                |                         |             | oj-(k)ls (q) <> oj-ll (q)         |                           |                                   |              |
| Dumped calcareous loam (0,7 m), underlain by dumped lignitic loamy sand                       |               |                       |                |                         |             | oj-cll (q) / oj-xls (t)           |                           |                                   |              |



**Figure 3:** Map of dumped substrates being part of a soil survey for dump sites. Substrate symbols according to Table 2.

Acidified substrates with a total sulphur content of more than 0.2 % (w/w) in case of sand and more than 0.4 % (w/w) in case of loam, silt or clay need a sustainable improvement of the soil pH by deep incorporation of lime or low-pollutant lignite ash with both a short-term and a depot effect. Target pH-values range from 5.5 (afforestation) to 6 or 6.5 (reclamation for agriculture). A special method has been elaborated for the calculation of the lime requirement of such sulphur containing soils called "Acid-Base-Balance" [8,9]. An incorporation depth of 1 m being essential for agriculture and forestry may be achieved by rotary cultivators with spade tools.

In order to accelerate humus accumulation in the dump soils organic fertilizers or soil improvers can be applied for reclamation. Besides conventional use of farm manure (dung, liquid manure) the application of soil improvers made of organic residues or waste materials like compost or sewage sludge has been recommended [10,11]. The contamination of soils, plants and water bodies can be excluded by careful choice of suitable organic materials and application of site- and use-adapted amounts.

For agricultural recultivation dumped substrates have been classified and substrates with similar properties, cultivation demands and yield potential have been grouped into so called "management units". For these units reclamation procedures with recommendations for plant species, crop rotations, soil tillage measures and fertilizer application have been elaborated in cooperation between scientists and practitioners [1].

In case of afforestation dumped substrates have been grouped by nutrient status and humidity. In consideration of specific site requirements of different tree species and on the basis of afforestation trials and a forest monitoring on the dump sites, so-called "growing-stock objective types" have been defined giving recommendations for tree species selection and combination, planting procedures, protective plants and fertilization [1,12]. Uncertainty still exists with regard to the water supply of forest stands on dump sites. The use of pedotransfer-functions for the calculation of "plant available water" represents an improvement in this field compared to conventional methods [13].

**CONCLUSIONS**

1. After open-cast lignite mining in North-Eastern Germany dumps and tips are covered by a big variety of substrates with different physical and chemical preconditions for soil development and thus for land use.
2. A classification system for the dumped substrates and methods for mapping, analysis and evaluation in regard to amelioration measures as well as reclamation and management procedures for agriculture and forestry have been elaborated, based on key parameters of soil properties.

3. Essential elements and contents of this concept and the developed methods are applicable to other mining regions throughout the world.

## REFERENCES

- [1]Schlenstedt, J., Brinckmann, A., Häfker, U., Haubold-Rosar, M., Kirmer, A., Knoche, D., Landeck, I., Lorenz, A., Rümmler, F., Stärke, M., Tischew, S., Wiedemann, D. 2014. Rekultivierung. In: Drebenstedt, C., Kuyumcu, M. (Ed.), Braunkohlesanierung. Springer Verlag Berlin, Heidelberg, 487-578
- [2]Wünsche, M., Oehme, W.-D., Haubold, W., Knauf, C., Schmidt, K.-E., Frobenius, A., Altermann, M. 1981. Die Klassifikation der Böden auf Kippen und Halden in den Braunkohlenrevieren der Deutschen Demokratischen Republik. Neue Bergbautechnik 1: 42-48
- [3]Katzur, J., Haubold-Rosar, M. 1997. Zum Kulturwert der Deckgebirgsschichten und zur Bodentypenentwicklung auf den Kippenstandorten der Lausitz. Braunkohle - Surface Mining 49: 587-594
- [4]LMBV (Ed.) 2007. Arbeitsanleitung zum „Bodengeologischen Kartierungsbericht“ in der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft mbH. 2. Aufl. Berlin
- [5]Ad-Hoc-AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Aufl. Hannover
- [6]VEB GFE (1979): Arbeitsrichtlinie Bodengeologie. Halle
- [7]Thum, J., Wünsche, M., Fiedler, H.J. 1992. Rekultivierung im Braunkohlenbergbau der östlichen Bundesländer. In: Rosenkranz, D., Bachmann, G., Einsele, G., Harreß, H.-M. (Ed.), Bodenschutz. 2. Band. Erich Schmidt Verlag, Berlin
- [8]Katzur, J. 1998. Melioration schwefelhaltiger Kippböden. In: Pflug, W. (Ed.): Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Landschaftsökologie - Folgenutzung - Naturschutz. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, 559-572
- [9]Katzur, J., Haubold-Rosar, M. 1996. Amelioration and Reforestation of Sulfurous Mine Soils in Lusatia (Eastern Germany). Water, Air and Soil Pollution 91: 17-32
- [10]Haubold-Rosar M., Gast, M. 2005. Einsatz von Klärschlamm und Kompost bei der landwirtschaftlichen Rekultivierung von Kippenböden im Lausitzer Braunkohlenrevier. Agrartechnische Berichte aus Sachsen-Anhalt 3: 44-61
- [11]Hüttl, R.F., Haubold-Rosar, M., Schaaf, W., Heinkele, T., Gast M. 2004. Leitfaden zum Einsatz von Kompost und Klärschlamm bei der Rekultivierung. (= Cottbuser Schriften zur Ökosystemgenese und Landschaftsentwicklung 3), 1-123
- [12]Haubold-Rosar, M., Knoche, D. 2007. Forest Reclamation in the Lusatian Coal Mining District (Germany). In: Uniwersytet Zielonogórski, Wydział Inżynierii Łądowej i Środowiska (Ed.): Zeszyty Naukowe Uniwersytetu Zielonogórskiego 133: 162-172
- [13]Heinkele, T., Knoche, D., Haubold-Rosar, M. 2011. Überprüfung von Pedotransferfunktionen (PTF) zur Ableitung der nutzbaren Feldkapazität (nFK) forstlich genutzter Kippenböden in Ostdeutschland. Berichte der DBG, <http://www.dbges.de>

## Основная глава 5.2 Оценка структуры почв Main Chapter 5.2 Soil Structure Assessment

### Chapter II/14: VISUAL EVALUATION OF SOIL STRUCTURE (VESS) FOR EASY AND RAPID ASSESSMENT OF SOIL STRUCTURAL QUALITY IN THE LANDSCAPE

#### Глава II/14: Визуальная оценка структуры почвы для легкой и быстрой оценки структурного качества почвы в ландшафте

Bruce C. Ball\*<sup>1</sup>; Rachel M.L. Guimarães<sup>2</sup>; Lars J. Munkholm<sup>3</sup>; Thomas Batey<sup>4</sup>; Cassio A. Tormena<sup>5</sup>

DOI 10.25680/3402.2018.82.44.111

\* Email: [bruce.ball@sruc.ac.uk](mailto:bruce.ball@sruc.ac.uk)

1.Scotland's Rural College, West Mains Road, Edinburgh, EH9 3JG, UK

2.Federal University of Technology-Paraná, Via do Conhecimento, km 1-85503-390, Pato Branco, PR, Brazil

3.Aarhus University, Blichers Allé 20, P.O. Box 50, 8830 Tjele, Denmark

4.125 Blenheim Place, Aberdeen, AB25 2DL, UK

5.State University of Maringa, Av. Colombo, 5790, 87020-900 Maringa, PR, Brazil

**ABSTRACT.** The Visual Evaluation of Soil Structure (VESS) assesses the physical quality of soil and can help scientists, advisors and farmers to make decisions about soil management practices and sampling strategies. It involves detailed examination of soil structure as well as identifying layers affected by soil management. It is accessible to non-experts. The VESS method is briefly described; it is a spade method that involves aggregate exposure by breaking up sample blocks manually. In the top 0-25 cm depth, the size, shape and visible porosity of the aggregates are assessed using an illustrated scoring key applied to individual layers. A weighted average gives an overall score of soil quality (Sq). Scores can be related to different land uses within the landscape, to quantified soil physical properties, to the variability of crop yield and to soil remediation. Recommendations for application of the method to describe landscapes with different land or soil management and to improve soil structural quality for better agronomic performance are provided.

**Резюме.** Метод визуальной оценки структуры почвы оценивает физическое качество почвы и может помочь ученым, консультантам и фермерам в принятии решений о приемах технологического воздействия на почву и подходах к отбору проб. Метод включает детальное изучение структуры почвы, а также определение слоев, на которые повлияли технологические воздействия. Он доступен для неспециалистов. Приведено краткое описание метода визуальной оценки структуры почвы; он включает отбор образцов лопатой и их разделение на агрегаты вручную. Для отдельных слоев в верхних 25 см с использованием иллюстрированного ключа определяется балл, определяемый размером, формой и визуальной пористостью агрегатов. Общий балл качества почвы (Sq) рассчитывается как взвешенное среднее. Баллам могут быть поставлены в соответствие различные виды землепользования в пределах ландшафта, количественно определенные физические свойства почвы, изменчивость урожайности сельскохозяйственных культур и восстановление почвы. Даны рекомендации по применению метода для описания ландшафтов с различным использованием земель и почв и для улучшения структурного качества почвы с целью повышения агрономической производительности.

**KEYWORDS:** soil quality, soil structure, aggregate, field, soil management

**Ключевые слова:** Качество почвы, структура почвы, совокупность, поле, управление почвой

### INTRODUCTION

Soil structure is a key physical component of soil quality [1] that influences and is influenced by soil chemical and biological properties [2]. Soil structure is an important characteristic for the evaluation of land quality for agronomy or for other purposes. It is a transient property that may be altered by anthropic action and natural events. Semi-quantitative procedures for structure evaluation using visual and tactile assessment are thus receiving increased attention around the world. They have the advantages of being reproducible [1], low-cost and providing scores that correlate well with quantitative soil measurements [3]. Compared with quantitative measurements, visual evaluation methods are rapid, easily understood and use inexpensive equipment that makes them widely accessible [3; 4].



## AIM OF THE METHOD

The primary objective is to assess soil structural quality semi-quantitatively in a way that can be used by both experts and non-experts. A secondary objective is to assess anthropogenic impacts on soil structure (mainly by compaction) and to indicate which soils require improvement to conserve soil quality and function.

## PRINCIPLE AND PROCEDURE

**Principle:** Possible layers within a sample block taken to 25 cm depth are identified using aggregate size, shape, intra-aggregate porosity, rupture resistance, rooting and redox morphology as basic criteria to provide a numeric score using an illustrated key. The weighted average for the block gives an overall Sq (Structural quality) score. Structure is such an important contributor to the definition of soil quality that scores can be referred to as 'soil quality' [3].

**Procedure:** The method involves the removal and gentle breakup of a spadeful of topsoil by hand to reveal the main structural units and any layers of contrasting aggregation. First an undisturbed slice of soil is dug out that is approximately 25 cm deep, 10 cm thick and 20 cm wide using a spade taking care to minimize any disturbance. The block depth is measured and it is slightly loosened by hand to reveal any layers of hard soil or other contrasting structures. Layer depths are recorded. The block is manually broken up by gently pulling the block apart to expose and create structural units [4]. Clods (large, hard, cohesive and rounded aggregates) and hard layers are sought as they indicate compaction. The aggregates and clods are broken up into fragments to reveal their shape, porosity and the presence of roots [5]. The broken up layers and fragments are then compared to the pictures in the diagnostic chart (Figure 1) in order to assign a score. Factors that increase the score (poorer quality) are (a) difficulty in extracting the block, (b) large, angular, hard and low porosity aggregates (sometimes with distinct earthworm holes) and (c) pockets or layers of grey or mottled soil. Scores of Sq range from 1 (good) to 5 (poor soil structure). The average scores for the block are calculated from the scores of the individual layers weighted for layer thickness [4].

The VESS test usually takes 15 minutes to conduct that enables several replicates to be taken for statistical validation of the results. Scores are continuous variables with normal distributions within sample populations [3]. We recommend that the soil is sampled preferably within the friable range of water contents i.e. when the soil crumbles under an applied load. If using the scores for assessing the need for soil amelioration it is important to record not only the scores of the individual layers but also the depths of any boundaries between layers.

## TEST RESULTS

We compared soil qualities under three land uses in a typical rural landscape in south-east Scotland where a native forest bordered agricultural fields in a temperate mesothermal climate with annual rainfall of 660 mm. The agricultural fields contained non-tracked areas where there were no signs of tracking by machinery during harvest of the barley crop and tracked areas where harvest wheel tracking was visible. For each treatment 5 points were sampled. Results, originally reported in [6], are given in Figure 2. The samples showed two layers with the boundary between them ranging from about 7 to 17 cm. Under both soils, VESS score increased (a reduction of soil structural quality) from the forest to the non-tracked to the tracked area and, in most cases, from the top layer to the bottom layer.

## APPLICATION

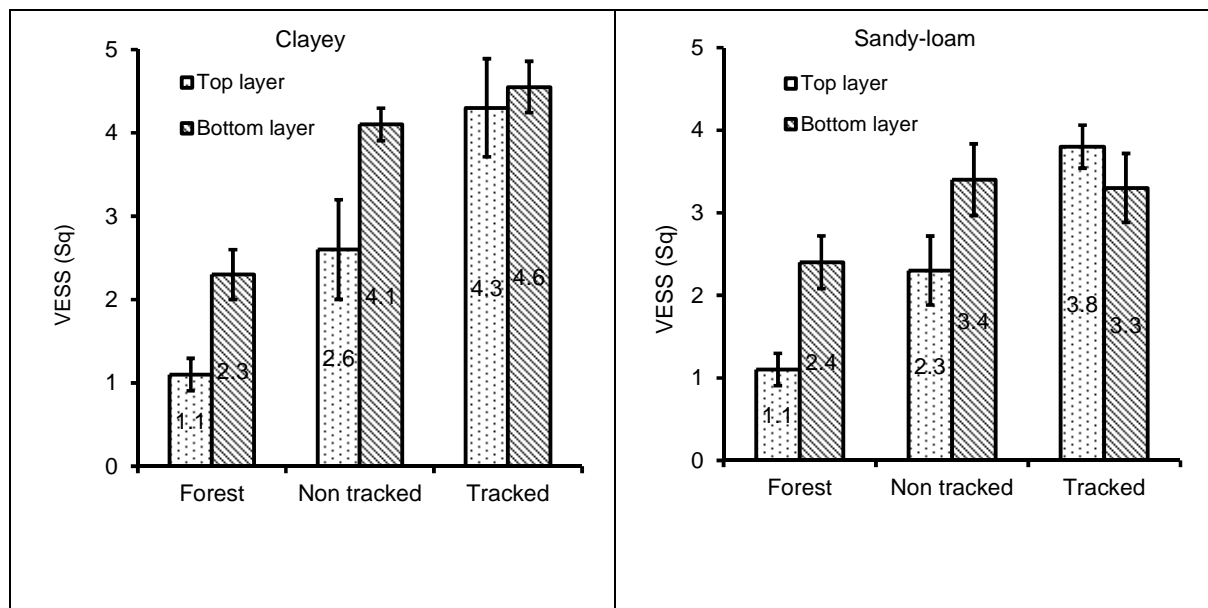
VESS has been related to a range of other soil quality indicators, including tensile strength, bulk density, the least limiting water range, air permeability and hydraulic conductivity [3, 6]. Such results indicate that VESS can be used to reveal differences between land use types and management options [3]. It also relates to crop yield at the within-field scale [7]. In general, soils with overall block scores from 1 to 2.9 are of good quality and require no change in management to sustain that quality [3]. For the results given in Figure 2, Sq values were between 3 and 4 in the bottom layer of the non-tracked area and in both layers of the tracked area in the sandy loam, indicating the possible need for improvement in soil management to enhance soil function and to reduce soil degradation. Improvements might include practices that increase concentration of soil organic matter or that avoid or ameliorate compaction. Sq values in the corresponding layers of the clay soil exceeded Sq 4 and correlations with soil properties suggest damage to soil function and a limited capacity to support crop production [3]. Such scores indicate the need for direct intervention to improve soil quality, probably by loosening to at least 25 cm depth. The minimum number of

samples required to characterize soil quality of a field by VESS is 1 per ha, though 3 per ha is recommended for statistical purposes such as in research [8].

When choosing where to sample in a field, samples are taken both from the main area that are representative of the field and also from areas that have been damaged such as near gates or water troughs or where machines manoeuvre. Samples of soil in their native condition, such as under a forest, or soils that have received minimal disturbance such as permanent grass or a fence line provide a reference indicator of good soil structural quality. The VESS test includes cross-checks to make it as objective as possible. Nevertheless we recommend that for successful application, particularly for scientific investigations, it is best done with two trained operators who can regularly cross-check the scoring. The application of the VESS system provides a useful mechanism for assessing soil quality in terms of soil degradation and can be repeated at intervals over several years to give an estimate of the resilience of the soil in the landscape [3]. A subsoil version SubVESS that describes anthropogenic impacts from inspection of soil in pits is also available [9]. Training videos and information on the use of VESS and SubVESS are available at the website <http://www.sruc.ac.uk/vess>. The simplicity and speed of the system and its ability to provide rapid synopses of soil structure over wide areas [10] show its potential for application and adaption to soils in Russia and Central Asia. Nevertheless, refinements to the test may be needed both due to the different soils and climate compared to where it was originally tested and due to the likelihood of dry conditions when doing the test

| Structure quality  | Size and appearance of aggregates  | Visible porosity and Roots  | Appearance after break-up: various soils | Appearance after break-up: same soil different tillage | Distinguishing feature      | Appearance and description of natural or reduced fragment of ~ 1.5 cm diameter  |
|--|--|---|--|--|-----------------------------|---|
| <b>Sq1 Friable</b><br>Aggregates readily crumble with fingers                        | Mostly < 6 mm after crumbling  | Highly porous<br>Roots throughout the soil  |  |  | <br>Fine aggregates         | <br>The action of breaking the block is enough to reveal them. Large aggregates are composed of smaller ones, held by roots.                    |
| <b>Sq2 Intact</b><br>Aggregates easy to break with one hand                          | A mixture of porous, rounded aggregates from 2mm - 7 cm<br>No clods present  | Most aggregates are porous<br>Roots throughout the soil   |  |  | <br>High aggregate porosity | <br>Aggregates when obtained are rounded, very fragile, crumble very easily and are highly porous.  |
| <b>Sq3 Firm</b><br>Most aggregates break with one hand                               | A mixture of porous aggregates from 2mm - 10 cm; less than 30% are < 1 cm.<br>Some angular, non-porous aggregates (clods) may be present | Macropores and cracks present.<br>Porosity and roots both within aggregates   |  |  | <br>Low aggregate porosity  | <br>Aggregate fragments are fairly easy to obtain. They have few visible pores and are rounded. Roots usually grow through the aggregates.      |
| <b>Sq4 Compact</b><br>Requires considerable effort to break aggregates with one hand | Mostly large > 10 cm and sub-angular non-porous; horizontal/platy also possible; less than 30% are < 7 cm                                | Few macropores and cracks<br>All roots are clustered in macropores and around aggregates                                  |  |  | <br>Distinct macropores     | <br>Aggregate fragments are easy to obtain when soil is wet, in cube shapes which are very sharp-edged and show cracks internally.              |
| <b>Sq5 Very compact</b><br>Difficult to break up                                     | Mostly large > 10 cm, very few < 7 cm, angular and non-porous  | Very low porosity. Macropores may be present. May contain anaerobic zones.<br>Few roots, if any, and restricted to cracks |  |  | <br>Grey-blue colour        | <br>Aggregate fragments are easy to obtain when soil is wet, although considerable force may be needed. No pores or cracks are visible usually. |

**Figure 1** – VESS flow chart with description of the structural qualities. Chart from [5].



**Figure 2** – Average Sq for identified layers in different land uses in agricultural fields and adjacent forests in south-east Scotland. Samples were taken after grain harvest in stubble that was either visibly tracked during harvesting or appeared non-tracked. Graph from [6].

Further details of these tests are given in [6].

## CONCLUSIONS

1. Visual Evaluation of Soil Structure (VESS) allows rapid and simple field assessment of soil structure and identification soil degradation due to management, such as compaction.
2. The relevance of VESS as a quality indicator is shown by its good relationship with other soil properties.
3. VESS can discriminate between soils under different land uses within the landscape
4. The VESS system works in cohesive soils of contrasting texture and over a relatively wide range of moisture contents.
5. The method has potential for application to soils in Russia and Central Asia.

## REFERENCES

- [1]Mueller, L., Shepherd, G., Schindler, U., Ball, B.C., Munkholm, L.J., Hennings, V., Smolentseva, E., Rukhovic, O., Lukin, S., Hu, C. 2013. Evaluation of soil structure in the framework of an overall soil quality rating. *Soil Till. Res.* 127, 74-84.
- [2]Askari, M.S., Cui, J., O'Rourke, S.M., Holden, N.M. 2015. Evaluating soil structural quality using VIS-NIR spectrum. *Soil Till. Res.* 146, 108-117.
- [3]Ball, B.C., Guimarães, R.M.L., Cloy, J. M., Hargreaves, P., Shepherd, T.G., McKenzie, B. M. 2017. Visual soil evaluation: a summary of some applications and possible future developments. *Soil Till. Res.* 173, 114-124.
- [4]Ball, B.C., Batey, T., Munkholm, L. 2007. Field assessment of soil structural quality – a development of the Peerlkamp test. *Soil Use Manage.* 23, 329-337.
- [5]Guimarães, R.M.L., Ball, B.C., Tormena, C.A. 2011. Improvements in visual evaluation of soil structure. *Soil Use Manage.* 27, 395-403.
- [6]Guimarães, R.M.L., Ball, B.C., Tormena, C.A., Giarola, N.F.B., da Silva, A.P. 2013. Relating visual evaluation of soil structure to other physical properties of soils of contrasting texture and management. *Soil Till. Res.* 127, 92-99.
- [7]Ball, B.C., Munkholm, L.J. 2015. The expanding discipline and role of visual soil evaluation, in: Ball, B.C., Munkholm, L.J. (eds): *Visual Soil Evaluation: Realising Potential Crop Production with Minimum Environmental Impact*. CABI, Wallingford, UK, pp. 142-153.
- [8]Guimarães, R. M. L., Lamandé, M., Munkholm, L.J., Ball, B.C., Keller, T. 2017. Opportunities and future directions for visual soil evaluation methods in soil structure research. *Soil Till. Res.* 173, 104-113.

- [9]Ball, B. C., Batey, T., Munkholm, L. J., Guimarães, R. M. L., Boizard, H., McKenzie, D. C., Peigné, J., Tormena, C. A., Hargreaves, P. 2015. The numeric visual evaluation of subsoil structure (SubVESS) under agricultural production. *Soil Till. Res.* 148, 85-96.
- [10]Emmet-Booth, J.P., Forristal, P.D., Fenton, O., Ball, B.C., Holden, N.M. 2016. A review of visual evaluation techniques for soil structure. *Soil Use Manage.* 32, 623-634

## Chapter II/15: A SIMPLE SOIL STRUCTURE ASSESSMENT FOR THE FARMER

### Глава II/15: Простой метод оценки структуры почвы для фермера

Joachim Brunotte\*<sup>1</sup>; Marco Lorenz<sup>1</sup>; Marion Senger<sup>2</sup>; Jana Epperlein<sup>3</sup>

DOI 10.25680/6680.2018.72.78.112

\*Email: [joachim.brunotte@thuenen.de](mailto:joachim.brunotte@thuenen.de)

1.Thünen Institute of Agricultural Technology, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig, Germany

2.Chamber of Agriculture Lower Saxony, Johannssenstraße 10, 30159 Hannover, Germany

3.Society for Conservation Agriculture in Germany (GKB e.V.), Hauptstraße 6, 15366 Neuenhagen, Germany

**ABSTRACT.** The aim of agricultural soil use and management is to sustain the security of soil fertility and the capability of soil as a natural resource. In addition, the soil is surface for field traffic of agricultural machines and vehicles that sow, care for, and harvest the cultivated plants. Depending on the site conditions, these passages can lead to a disturbance of soil structure and growing conditions. The presented soil assessment approach should help the farmer to develop strategies for a soil conserving agricultural management to avoid undesired effects of land use. A focal point is to recognize the impacts of agricultural production and traffic on arable land and, at best, to stabilize or improve soil structure for an optimal water, air and nutrient supply and optimal plant growth. Structure identification was always a key interest of soil scientists, agricultural consultants and farmers. Missing up to now was a simple soil structure assessment for the farmer with only few values to easily judge the structural condition of his fields and soil. Prerequisite is a simple application in the fields and the reliable application after an only short instruction. It should help the farmer to plan his production measures and to document his precautions.

**Резюме.** Цель использования и воздействия на почвы в сельском хозяйстве — обеспечивать сохранение почвенного плодородия и функциональных возможностей почвы как природного ресурса. Кроме того, почва является поверхностью, по которой движутся сельскохозяйственные машины при посеве, уходе за растениями и уборке урожая. В зависимости от условий участка, это движение может приводить к нарушению структуры почвы и условий роста растений. Представленный подход к оценке почвы должен помочь фермеру разработать стратегии почвозащитного сельского хозяйства для исключения нежелательных последствий землепользования. Один из главных моментов состоит в выявлении воздействий сельскохозяйственного производства и движения техники на пахотные земли и, насколько возможно, стабилизации или улучшении структуры почвы для оптимального поступления воды, воздуха, элементов питания и оптимального роста растений. Определение структуры всегда было ключевым интересом почвоведов, сельскохозяйственных консультантов и фермеров. Отсутствовал до сих пор простой метод оценки структуры почвы для фермера с небольшим набором величин, позволяющий легко судить о состоянии структуры его полей и почв. Условием является простота применения в поле и надежность результатов при применении после краткого обучения. Метод должен помочь фермеру в планировании технологий производства и в документировании принимаемых им предупредительных мер.

**KEYWORDS:** soil structure, assessment, soil compaction, agricultural management

**Ключевые слова:** структура почвы, оценка, уплотнение почвы, управление сельским хозяйством

## INTRODUCTION

Today the farmer sits in an air-conditioned cabin and uses highly mechanized equipment, e.g. for soil tillage. Mostly, the direct contact with the soil and the resulting determination of appropriate farming measures have been lost compared to former times. What counts today is hectare performance, working “just in time” and cost saving. Since the soil is of primary concern for the farmer and is protected by legal regulations, such as Cross Compliance, soil related issues have to be addressed intensively. Professional soil scientists developed various methods of soil assessment, e.g. the “spade diagnosis” [1], “a determination key for soil structural damage” [2], the “Soil Quality Rating” [3] or the “Visual Soil Assessment” approach [4], [5].

What has been lacking up until now, however, is a “simple soil structure assessment for the farmer”. Scientists and consultants from the fields of Soil and Crop Science and Agricultural Engineering have developed such a simple method.

## AIM OF THE METHOD

The simple soil structure assessment for the farmer should help to draw conclusions on the current status of the soil structure for conservation tillage measures and adapted field traffic. Each site (sand, loam, clay) must be considered holistically in terms of its specific properties and can achieve the highest rating for optimal structural conditions. The ranking is not intended for a comparison of soil types, but for the assessment of the effects of different or changing agricultural management.

After a short professional instruction, the farmer is able to judge the soil structure and to draw conclusions for his farming decisions.

## PRINCIPLE AND PROCEDURE

**Principle:** This instrument of a simple soil structure assessment – even if it is not fully applicable for high scientific demands – helps the farmer to get in contact with his soil, to generate information about his soil and to adapt, e.g. the machinery use to the susceptibility of the soil to compaction. Within the method, different components of already existing and well-known methods are linked with each other. Therefore, the simple soil structure assessment for the farmer is a compromise between a simple soil cube taken with the spade diagnosis and a walk-in soil profile pit.

### Favourable timing:

1. end of April/beginning of May at optimal soil moisture and visible plant development, and
2. in September/October on stubble fields with favourable soil moisture after harvesting of previous crops.

### Material:

- sturdy spade (sharp edged)
- hoe without handle (sharp edged), 5-10 cm wide
- stable, fixed knife
- folding yardstick
- half an hour up to one hour time and motivation

A soil pit is dug at several representative sites on the field, to compare good and critical plots and to get a good overview about the soil structural conditions. The size of the pit should be at least 80 cm length, 45 cm width and 45 cm depth.

At this depth the most important parameters and characteristics can be considered. The changes of colour e.g. can help to identify different soil layers, like surface, tilled topsoil, topsoil basis and adjacent subsoil. For the assessment of soil structure and fine preparation of the pit the farmer should knee (or lay) down in front of the pit. In that position the distance and angle are optimal for an exact assessment.

### **Procedure:**

1. Digging the pit (spade, yardstick)

A first impression of the soil condition can be obtained when the spade penetrates the soil. Depending on the soil moisture, the penetration resistance can vary. Thus, the soil layers become apparent and provide information on the type and stratification properties of the soil particles. During pit excavation “soil cubes” from different depths and soil horizons should be taken (topsoil, topsoil base, adjacent subsoil) for a drop-shatter test from a height of 1 m (for sand < 50 cm). For this test, a tramline without a straw layer and a hard surface is well-suited. Thus, the degree of compaction or rather the consistency of the aggregates can be checked.

2. Fine preparation of the soil pit bottom (spade, hoe)

The connection and interlocking of the topsoil base with the adjacent subsoil is visible on the bottom of the soil pit and provides information on the continuity of soil functions. The presence of earthworm channels and roots helps to assess the mechanical resistance and the air- and water-permeability in the horizons.

### 3. Assessment of the profile walls (hoe, knife)

First the profile wall is smoothed with the hoe (loose soil can remain in the pit after the status of the bottom has been ascertained).

Then the profile wall is divided with the knife into two sections:

**Right side:** If the knife is jabbed into the right side of the profile from the top to the bottom, similar to a horizontal penetrometer, (attention: changes in soil moisture, humus content and substrate influence the penetration resistance), several conclusions are possible:

- on the mechanical resistance/degree of compaction with possible compacted area or a hard pan
- on root penetration, air and water permeability.

The soil resistance has a high impact on the energy demand of soil tillage and on the choice of implements concerning soil tillage depth, intensity and frequency.

**Left side:** On the left side of the profile a fine preparation is conducted with the knife. Small pieces of soil are then broken off. The six soil parameters:

1. surface structure
2. root penetration of the soil
3. macropores and biopores
4. soil structure and compaction
5. organic residues
6. colour and smell

are assessed for all soil layers (see figures 1-4).

The following descriptive assessment refers to the entire profile:

- Principally the presence of a plate-like structure should be checked for the subsoil and topsoil base, because it can reduce or hinder the permeability for air and water, roots and earth worms. The exact determination of the structural forms, such as clumps, clods, crumbs, poly-hedronic and prismatic structures are less interesting at this point, because they are not as important for farming purposes.
- Swelling condition and status of the intermediate spaces of the aggregates as well as the areas adjacent to the aggregates are checked for root development. Roots as root tomenta on aggregates are a clear sign of compaction (see figure 1, right side, no. 4).
- Vertically oriented earthworm channels with high continuity are used by roots to grow into the subsoil.

The root distribution of one soil layer is dependent on the type of plants, structure, time of assessment, weather and soil type. It provides information on the bulk density, the degree of compaction or the looseness of the soil.

### APPLICATION

The six soil parameters are presented in colour photos and categorized as “desirable” and “undesirable” (see figures 1 and 2). The farmer can evaluate the profile wall with five stages (+++/+0/-/-). The results of the soil structure assessment are noted on a paper sheet on the clip board and can be filed as documentation in a catalogue. On the back of the water-resistant clipboard three examples for loamy sand, loess-loam and clay soil are shown, so the farmer can check his approach on the basis of practical examples. Furthermore, a mobile App for IOS and Android is available at the App-Store and Google-Play-Store. Within the mobile App a photo of the pit and the wall can be integrated and the data of different soil pits can be saved and viewed again. Additionally, a video with further explanations in German can be found at the homepage of the Society for Conservation Agriculture in Germany ([www.gkb-ev.de](http://www.gkb-ev.de))



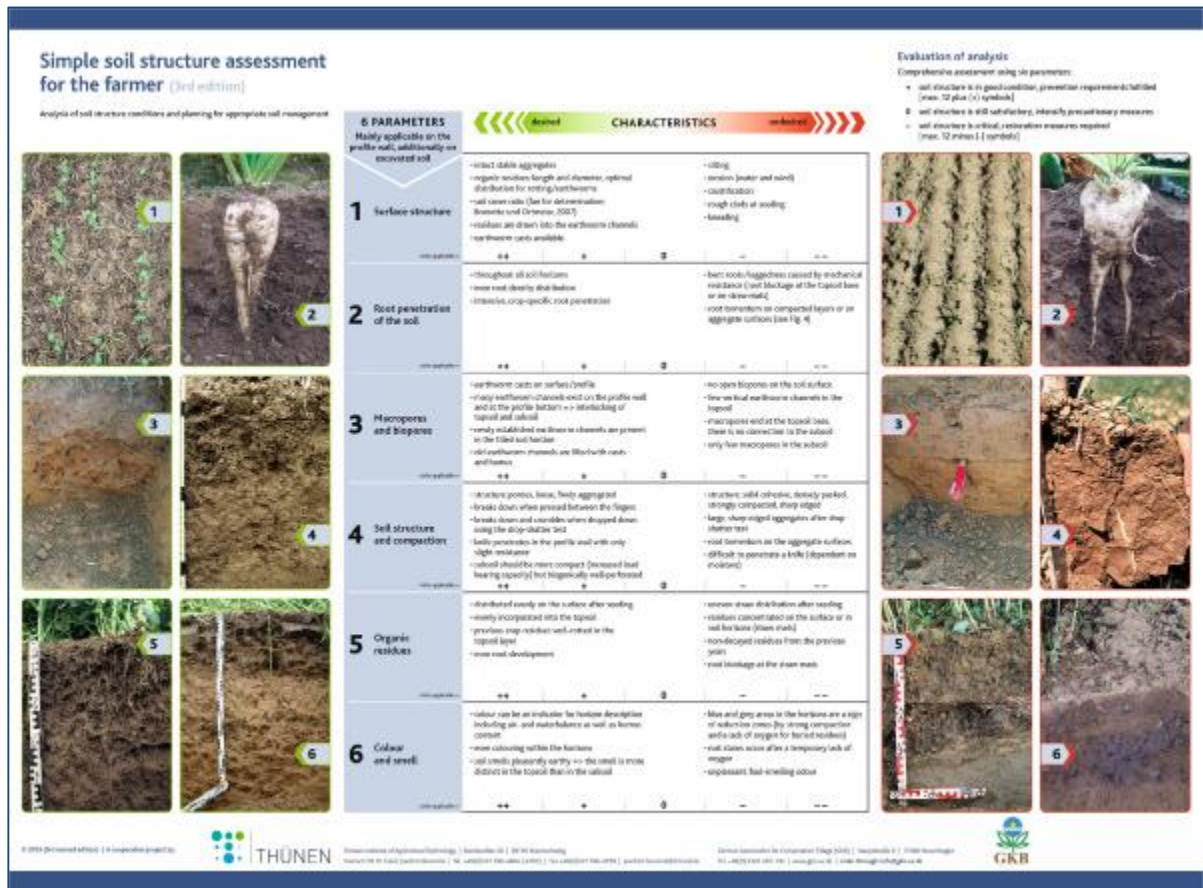


Figure 1 – Clipboard of the simple soil structure assessment for the farmer, English version, front

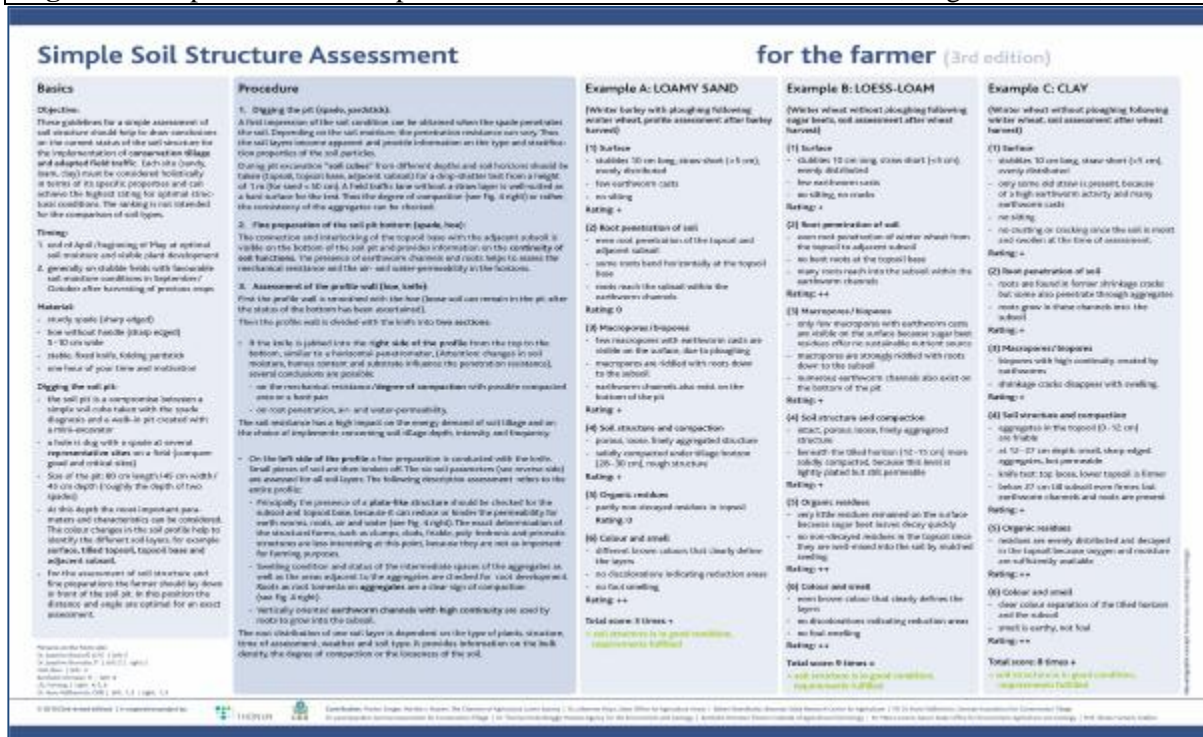


Figure 2 – Clipboard of the simple soil structure assessment for the farmer, English version, back

## CONCLUSIONS

1. The “simple soil structure assessment for the farmer” was developed to support the farmer in integrating soil related issues into his decision making, to plan his production measures, to develop strategies

for a soil conserving agricultural management to avoid undesired effects and to document his precautions.

2. The method helps the farmer to get in contact with his soil, to generate information about his soil, to get a good overview about the soil structural conditions on his farm and to draw conclusions for his management.
3. The method realizes a simple application in the fields and a reliable application after an only short instruction.
4. It is available as clipchart with some paper sheets in various languages (english, german, french, russian, spanish) and as mobile App for IOS and Android.

## REFERENCES

- [1]Diez, T., Weigelt, H. 1997. Bodenstruktur erkennen und beurteilen, Anleitung zur Bodenuntersuchung mit dem Spaten. Sonderdruck diz agrarmagazin. Bayer. Landesanstalt fuer Bodenkultur und Pflanzenbau, Freising-Muenchen. 2. Auflage, 16 p.
- [2]Weyer, T., Boeddinghaus, R. 2009. Bodenverdichtungen vermeiden Bodenfruchtbarkeit erhalten und wiederherstellen. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Online: [www.umwelt.nrw.de](http://www.umwelt.nrw.de)
- [3]Mueller, L., Schindler, U., Behrendt, A., Eulenstein, F., Dannowski, R. 2007. The Muencheberg Soil Quality Rating (SQR). Field Guide for Detecting and Assessing Properties and Limitations of Soils for Cropping and Grazing, Draft, 2007, 58 p., Online: [http://www.zalf.de/de/forschung\\_lehre/publikationen/Documents/Publikation\\_Mueller\\_L/field\\_mueller.pdf](http://www.zalf.de/de/forschung_lehre/publikationen/Documents/Publikation_Mueller_L/field_mueller.pdf) , accessed on Dec 3, 2017
- [4]Shepherd, T. G., Stagnari, F., Pisante, M., Benites, J. 2008. Visual Soil Assessment VSA – Field Guides. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome 2008. ISBN 978-92-5-105941-8.
- [5]Shepherd, T. G. 2000. Visual soil assessment. Volume 1. Field guide for cropping and pastoral grazing on flat to rolling country. Landcare Research, Palmerston North. 84 p.

**Глава II/16: ОЦЕНКА СТРУКТУРЫ ПОЧВЫ В КОНТЕКСТЕ ОБЩЕГО  
КАЧЕСТВА ПОЧВЫ**  
**Chapter II/16: Soil Structure Evaluation in the Context of the Overall Soil Quality**

Лотар Мюллер\*<sup>1,7</sup>; Грэм Шепперд<sup>2</sup>; Брюс Балл<sup>3</sup>; Уве Шиндлер<sup>4,7</sup>; Франк Ойленштейн<sup>1,4,7</sup>;  
Аксель Берендт<sup>1</sup>; Ольга В. Рухович<sup>5</sup>; Владимир А. Романенков<sup>5,6</sup>; Майя В. Беличенко<sup>5</sup>; Асхад  
Х. Шеуджен<sup>7</sup>; Людмила М. Онищенко<sup>7</sup>; Абдулла С. Сапаров<sup>8</sup>; Константин М. Пачикин<sup>8</sup>;  
Азимбай Отаров<sup>8</sup>; Болат М. Муканов<sup>9</sup>; Чуньшэн Ху<sup>10</sup>; Ларс Мункхольм<sup>11</sup>; Сергей М. Лукин<sup>12</sup>  
DOI 10.25680/5585.2018.68.70.113

\*Эл. Почта: [agrarlandschaft@gmail.com](mailto:agrarlandschaft@gmail.com) ; [mueller@zalf.de](mailto:mueller@zalf.de)

1. Лейбниц центр агроландшафтных исследований, Ул. Эберсвальдер 84, 15374 Мюнхеберг, Германия
2. ООО Био-Агри-Номикс, 6 Парата Стр., Пальмерстон Норс 4410, Новая Зеландия
3. Шотландский сельский колледж (SRUC), Западная магистраль, Эдинбург EH9 3JG, Великобритания
4. Академия плодородия почв им. Е. А. Мичерлиха, Профессор-Мичерлих-Проспект 1, 14641 Паулиненуэ, Германия
5. Всероссийский научно-исследовательский институт агрохимии им. Д.Н. Прянишникова, ул. Прянишникова 31а, 127550 Москва, Россия
6. Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, Факультет почвоведения, Ленинские горы, д. 1, стр. 12, 119991 Москва, Россия
7. Кубанский государственный аграрный университет им. И.Т. Трубилина, Факультет агрохимии и почвоведения, ул. Калинина 13, 350044 Краснодар, Россия
8. Казахский научно-исследовательский институт почвоведения и агрохимии им. У.У. Успанова, пр. Аль-Фараби 75в, 050060 Алматы, Казахстан
9. Казахский научно-исследовательский институт лесного хозяйства. Ул. Кирова, д. 58, 021704, Щучинск, Акмолинская обл., Казахстан
10. Центр исследований сельскохозяйственных ресурсов, Институт генетики и биологии развития, Ул. Хуайчжун 286, Шицзячжуан 050021, Китай
11. Орхусский университет, Отдел агроэкологии, Бликерс Переулук, ДК-8830 Тьеле, Дания
12. Всероссийский научно-исследовательский институт органических удобрений и торфа, Прянишникова ул., д.2, 601390 Вяткино, Судогодский р-н, Владимирская обл., Россия

**РЕЗЮМЕ.** Структура почвы - важный аспект качества сельскохозяйственной почвы, а ее сохранение и улучшение являются ключевыми для поддержания функций почв. Цель работы - количественно оценить величину и изменчивость структуры почвы и общее качество почвы методом M-SQR [1] на ряде сельскохозяйственных исследовательских площадок. Визуально проанализирована структура почвы, физические данные о почве и общее качество почвы на 20 экспериментальных площадках в семи странах. Для визуальной оценки структуры почвы использовали VSA [2], VESS [3] и другие методы. Методы надежны. Структурные цифры были явно связаны с физическими данными и дренажным статусом почвы. Сделан вывод, что методы визуальной оценки почв являются полезными диагностическими инструментами для мониторинга качества сельскохозяйственных почв для разных пространственных масштабов. Более 70% изменчивости урожайности культур при заданной интенсивности ввода могут быть объяснены общим показателем M-SQR, который включает информацию о гранулометрическом составе почвы, рельефе и климате в дополнение к структуре почвы.

**Abstract.** Soil structure is an important aspect of agricultural soil quality, and its preservation and improvement are key to sustaining soil functions. The aim of the paper is to quantify the magnitude and variability of soil structure and overall soil quality of the M-SQR method [1] on a number of agricultural research sites. We analysed visual soil structure, physical soil data and overall soil quality on a range of 20 experimental sites in seven countries. To assess visual soil structure we utilised the VSA [2], VESS [3] and other methods. Methods are reliable. Structure scores were clearly associated with physical data and the drainage status of soil. We conclude that methods of visual soil assessment are useful diagnostic tools for monitoring agricultural soil quality over different spatial scales. More than 70% of the variability of crop yields at a given intensity of input may be explained by the overall M-SQR-score which includes information on soil texture, relief and climate in addition to soil structure.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** земли сельскохозяйственного назначения, структура почвы, измерение, визуальная оценка, урожайность, Мюнхебергская система оценки качества почв.

**Keywords:** agricultural land, soil structure, measurement, visual assessment, crop yield potential, Muencheberg Soil Quality Rating.

## **ВВЕДЕНИЕ**

Структура почв является важным аспектом качества и экологии сельскохозяйственных почв [4] и должна быть частью общей оценки качества почв. Визуальные исследования и процедуры оценки структуры почв позволяют получить информацию о функциях почв на основе таких макроморфологических характеристик как агрегаты и биопоры. Мюнхебергская система рейтинга качества почв (M-SQR) представляет собой простой метод оценки почв с учётом их продукционного потенциала и возможных рисков при использовании [1]. Целью работы являются анализ и количественная оценка структуры почв в рамках этой общей рейтинговой процедуры. Необходимо было определить изменчивость величины и поля масштаба структуры почв и общей оценки качества в важных сельскохозяйственных регионах. Количественно оценены факторы почвы и данные, связанные с визуальной структурой почвы.

## **МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ**

Обследование почвы и оценка структуры были выполнены в 26 местах (Таблица 1) в сельскохозяйственных регионах в течение последних 14 лет. В местах анализа поля, почвы имели типичные местные неоднородности почвенного покрова, структуры и других соответствующих параметров [4,5]. Всего заложено и проанализировано 278 разрезов. Почвы были классифицированы, отображены и оценены [4]. Для оценки визуальной структуры почвы использовали VSA [2], VESS [3] и другие методы [5]. Мюнхебергская система рейтинга качества почв (M-SQR) основана на полевых морфологических признаках почвы, климатических данных и оценочных таблиц справочника [6]. Основные индикаторы номер 3,4 и 5 являются визуальными параметрами структуры почв (Рисунок 1,2,3). Предварительный и статистический анализы данных проводили с использованием статистического пакета SPSSPC + [7]. Основные применяемые методы включали распределения частот, статистическое сравнение средних значений, регрессионный и факторный анализы. Анализ основных компонентов (PCA) обеспечивает идентификацию факторов качества почвы и группировку параметров. Параметры подобного фона формируют компоненты или факторы. Были рассмотрены индикаторы и оценки M-SQR, а также основные свойства почвы и урожайность зерновых культур.

## **РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ**

**Рейтинги структуры:** Наилучшая структура почв (агрегаты и биопоры) и глубины укоренения были на лессе или лессовидных почвах (Таблица 1). Мы никогда не отмечали оптимальную рейтинговую цифру 2 по пахотным землям. Однако цифры 1,5 и выше были обнаружены на черноземах в России и Казахстане и на камбизолах в Китае. Наихудшая структура почвы обнаружена на эрозионных бедных и кислых песчаных почвах Вяткинских и Либбенихенских участков. Кроме того, на участке в месте Зеелов, характеризующемся несовершенным дренажом земли, интенсивным движением и уменьшенной обработкой почвы, общая структура почвы была плохой.

**Результаты PCA:** С набором данных для всех местоположений были извлечены три компонента. Они составляли более 70% дисперсии [4]. В рамках основного компонента 1 основные индикаторы 1 (почвенный субстрат), 5 (глубина распространения корней), основной балл и содержание ила в почве имели самые высокие факторные нагрузки. Этот компонент получил название «Глубокое укоренение и потенциал накопления воды». Базовые индикаторы визуальной структуры почвы (3, 4, 5) были связаны с одной стороны, с этим первым компонентом, а с другой - с характеристиками влажности и плотности [4].

**Структура и урожайность культур:** Даже один показатель, такой как структура верхнего слоя почвы, характеризуемый показателем VESS [3] на участке Деделов, смог объяснить изменчивость урожайности сельскохозяйственных культур [4,5]. В крупных регионах с разным климатом общая оценка M-SQR была достаточной для объяснения изменчивости урожайности зерна на 70% или более [1,4].

**Таблица 1-** Показатели структуры почв

| Местонахождение <sup>1</sup> | Класс текстуры <sup>2</sup> | Структура верхнего слоя <sup>3</sup> | Структура подпочвы <sup>3</sup> | Глубина укоренения <sup>3</sup> | Среднее   |
|------------------------------|-----------------------------|--------------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|-----------|
| 1. Деделов. D                | SL                          | 1,3 (0,3)                            | 1,3 (0,4)                       | 1,1 (0,4)                       | 1,2 (0,9) |
| 2. Мюнхеберг. D              | S                           | 1,1 (0,2)                            | 1,3 (0,4)                       | 0,5 (0,0)                       | 1,0 (0,2) |
| 3. Либбенихен. D             | S                           | 1,3 (0,2)                            | 0,8 (0,3)                       | 0,3 (0,2)                       | 0,8 (0,1) |
| 4. Лийтцен. D                | SL                          | 1,3 (0,3)                            | 1,1 (0,4)                       | 0,5 (0,3)                       | 1,0 (0,3) |
| 5. Сеелов. D                 | CL                          | 1,0 (0,4)                            | 1,1 (0,4)                       | 0,8 (0,4)                       | 0,9 (0,3) |
| 6. Сыдовсвийсе. D            | L                           | 1,3 (0,2)                            | 1,2 (0,4)                       | 0,7 (0,5)                       | 1,0 (0,2) |
| 7. НьюРосентал. D            | L                           | 1,0 (0,2)                            | 1,4 (0,4)                       | 0,8 (0,5)                       | 1,0 (0,3) |
| 8. Флаккеберг. DK            | SL                          | 0,9 (0,3)                            | 1,1 (0,2)                       | 1,3 (0,2)                       | 1,1 (0,2) |
| 9. Эдинбург. UK              | SL                          | 1,3 (0,6)                            | 1,0 (0,2)                       | 1,0 (0,4)                       | 1,1 (0,3) |
| 10. Элора. CA                | SiL                         | 1,4 (0,3)                            | 1,4 (0,3)                       | 1,4 (0,2)                       | 1,4 (0,2) |
| 11. Шибанцево. RU            | SiL                         | 1,7 (0,1)                            | 1,3 (0,2)                       | 1,8 (0,1)                       | 1,6 (0,1) |
| 12. Вяткино. RU              | S                           | 1,0 (0,1)                            | 0,6 (0,2)                       | 1,0 (0,4)                       | 0,9 (0,1) |
| 13. Ординское. RU            | SiL                         | 1,6 (0,4)                            | 1,5 (0,4)                       | 1,8 (0,3)                       | 1,6 (0,3) |
| 14. Уст-Каменка. RU          | SiL                         | 1,2 (0,6)                            | 1,6 (0,3)                       | 1,9 (0,2)                       | 1,6 (0,3) |
| 15. Плотниково. RU           | SiL                         | 1,4 (0,7)                            | 1,5 (0,6)                       | 1,8 (0,3)                       | 1,5 (0,5) |
| 16. Краснодар, RU            | CL                          | 1,0 (0,4)                            | 1,0 (0,4)                       | 2,0 (0,2)                       | 1,3 (0,4) |
| 17. Шортанды, KZ             | CL                          | 1,5 (0,2)                            | 1,5 (0,2)                       | 1,8 (0,2)                       | 1,6 (0,2) |
| 18.Вишневка, KZ              | SiL                         | 1,5 (0,2)                            | 1,8 (0,2)                       | 1,5 (0,2)                       | 1,6 (0,2) |
| 19. Сидней, US               | CL                          | 1,3 (0,3)                            | 1,5 (0,3)                       | 1,5(0,4)                        | 1,4 (0,3) |
| 20. Пендлтон, US             | SiL                         | 1,5 (0,3)                            | 1,5(0,3)                        | 1,75 (0,3)                      | 1,6 (0,3) |
| 21. Линд, US                 | SL                          | 1,5 (0,2)                            | 1,5(0,2)                        | 1,5(0,2)                        | 1,5 (0,2) |
| 22. ЛуаньЧжэн. CN            | SiL                         | 1,5 (0)                              | 1,5 (0)                         | 2,0 (0)                         | 1,7 (0)   |
| 23. ТайХань. CN              | SiL                         | 1,5 (0)                              | 1,5 (0)                         | 1,5 (0)                         | 1,5 (0)   |
| 24. Гу Юань. CN              | SL                          | 1,5 (0,1)                            | 1,5 (0,1)                       | 1,6 (0,4)                       | 1,5 (0,2) |
| 25. Река Силинь. CN          | SL                          | 1,7 (0,1)                            | 0,9 (0,8)                       | 1,2 (0,7)                       | 1,2 (0,5) |
| 26. ПальмерстонНорс. NZ      | SiL                         | 1,3 (0,4)                            | 1,3 (0,4)                       | 1,2 (0,6)                       | 1,3 (0,4) |

**Примечание:** Стандартное отклонение дано в скобках, 1. D= Германия, DK= Дания, UK= Великобритания, CA= Канада, RU= Россия, KZ= Казахстан; US=США, CN= Китай; NZ= Новая Зеландия, 2. Классификация ФАО[8], S= песок, SL= супесь, L= суглинок, SiL= иловатый суглинок, CL= глинистый суглинок, 3. Оценка структуры могут варьироваться от 2 (оптимум) до 0 (очень плохо, массивно), глубина укоренения может варьироваться от 2 (потенциал укоренения > 1,5 м) до 0 (потенциал укоренения <0,5 м)





**Рисунок 1** - Схема Мюнхебергской системы оценки качества почв (M-SQR). Выделенные показатели характеризуют структуру почвы.



**Рисунок 2** - Структура черноземов в агроландшафте Северной Кулундинской Ступени, деградирована ветровой эрозией после вспашки



**Благодарности:** Авторы выражают глубокую благодарность за научную поддержку: А. И. Сысо, Е.Н. Смоленцевой (ИПА СО РАН, Новосибирск, Россия), Биллу Дину (Университет Гвельфа, Канада), Жексенбаю Каскарбаеву† (НПЦ Шортанды, Казахстан), Роберту Б. Эвансу (ранее USDA-ASRU, Сидней, USA), Стивену Петри (Университет штата Орегон, USA), Биллу Шиллингеру (Университет штата Вашингтон, USA).



**Рисунок 3** - Почвенные разрезы позволяют надежно визуально анализировать структуру почвы с использованием разных методов. Структура верхнего слоя, структура подпочвы и глубина укоренения - важные параметры, относящиеся к урожайности культур

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Методы визуальной оценки структуры и общей оценки качества почвы, такие как VSA [2], VESS [3] и M-SQR [1], являются эффективными инструментами для индикации функционального и деградационного статуса сельскохозяйственных земель.
2. Визуальные индикаторы структуры почвы были в значительной степени сопоставимы с физическими данными и урожайностью культур на отдельных полях. В ряде мест общие процедуры оценки качества почв, такие как M-SQR, обеспечивают сильную корреляцию с урожаями сельскохозяйственных культур.

Методы визуальной оценки структур почв и M-SQR имеют потенциал в качестве эталонных методов мониторинга статуса Евразийских пахотных земель.

## ЛИТЕРАТУРА

- [1]Mueller, L., Schindler, U., Hennings, V., Smolentseva, E. N., Rukhovich, O.V., Romanenkov, V.A., Sychev, V.G., Lukin, S., Sheudzhen, A.K., Onishenko, L., Saparov, A., Pachikin, K., Behrendt, A., Mirschel, W., Eulenstein, F. 2016. An Emerging Method of Rating Global Soil Quality and Productivity Potentials. In: Novel Methods for Monitoring and Managing Land and Water Resources in Siberia, Springer Water. Springer International Publishing, Cham.p. 573-595
- [2]Shepherd, T.G. 2009. Visual Soil Assessment. Volume 1. Field guide for pastoral grazing and cropping on flat to rolling country, 2nd ed., Horizons Regional Council, Palmerston North, New Zealand, 118 p.
- [3]Ball B.C., Batey T., Munkholm, L. J. 2007. Field assessment of soil structural quality - a development of the Peerlkamp test. Soil Use Management. 23, 329–337
- [4]Mueller, L., Shepherd, G., Schindler, U., Ball, B. C., Munkholm, L. J., Hennings, V., Smolentseva, E., Rukhovic, O., Lukin, S., Hu, C. 2013. Evaluation of soil structure in the framework of an overall soil quality rating. Soil & Tillage Research 127, 74-84.
- [5]Mueller, L., Kay, B. D., Hu, C., Li, Y., Schindler, U., Behrendt, A., Shepherd, T. G., Ball, B. C. 2009. Visual assessment of soil structure: Evaluation of methodologies on sites in Canada, China and Germany: Part I: Comparing visual methods and linking them with soil physical data and grain yield of cereals. Soil & Tillage Research 103, 1, 178-187
- [6]Mueller, L., Schindler, U., Behrendt, A., Eulenstein F., Dannowski. R. 2007. The Muencheberg Soil Quality Rating (SQR) - field manual for detecting and assessing properties and limitations of soil for cropping and grazing. 2007.
- [7]SPSS Inc., 1993. Handbooks SPSS for Windows, Release 6.0, Advanced statistics, 578 p., Professional statistics, 385 p.
- [8]FAO, 2006a. Guidelines for soil description, Rome, 4th edition, 95 p.

## Глава II/17: МИКРОТОМОГРАФИЧЕСКИЙ МЕТОД ИЗУЧЕНИЯ И ОЦЕНКИ ПОЧВЕННОЙ СТРУКТУРЫ

### Chapter II/17: Micro-Tomographic Method of Studying and Assessment of Soil Structure

Елена Б. Скворцова\*<sup>1</sup>, Евгений В. Шейн<sup>1,2</sup>, Константин Н. Абросимов<sup>1</sup>, Константин А. Романенко<sup>1</sup>, Кирилл М. Герке<sup>1,3</sup>, Дмитрий В. Корост<sup>1,2</sup>, Александр В. Дембовецкий<sup>2</sup>, Андрей Л. Иванов<sup>1</sup>

DOI 10.25680/1044.2018.79.91.114

\*Эл. Почта: eskvora@mail.ru

1.ФГБНУ Почвенный институт имени В.В.Докучаева, Пыжевский пер., 7 стр.2, 119017, Москва, Россия

2.ФГБОУВО «Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова»

3.ФГБУН Институт динамики геосфер РАН

**РЕЗЮМЕ.** Томография представляет собой неинвазивный и не требующий пробоподготовки метод компьютерной визуализации и количественного анализа внутреннего строения объектов. Для изучения почвенной структуры актуальна рентгеновская микротомография, допускающая исследование образцов  $d \leq 5$  см с разрешением от 0,06 мкм (в образцах менее 1-2 мм) до 18-20 мкм (в образцах 3-5 см). Предметами микротомографического анализа могут являться твердая фаза почвы и ее поровое пространство, которое в ненарушенных образцах служит информативным показателем почвенной структуры. Помимо объемов твердой фазы и порового пространства томография позволяет на качественном и количественном уровне исследовать форму и ориентацию почвенных пор, что особенно актуально для диагностики структурных изменений почвы. С позиций осуществления почвенных функций актуальна томографическая информация о соотношении открытого (связного) порового пространства и замкнутых, изолированных пор. В Почвенном институте им. В.В. Докучаева ведутся работы по составлению томографического атласа почвенных структур для целинных и пахотных почв России. Важным научным и практическим направлением является микротомографическое изучение естественной и антропогенной трансформации почвенной структуры. Микротомографический анализ используется для характеристики процессов набухания-усадки, промерзания-оттаивания почвенной массы. Томография в совокупности с классическими физическими методами способствует формированию новых объективных знаний о почвенной структуре.

**Abstract.** Tomography is a non-invasive method of computer visualization and quantitative analysis of the internal structure of objects that does not require sample preparation. X-ray micro-tomography is suitable for soil structure study and allows the study of samples  $d \leq 5$  cm with a resolution of 0.06  $\mu\text{m}$  (in samples  $d \leq 1-2$  mm) to 18-20  $\mu\text{m}$  (in 3-5 cm samples). Subjects of micro-tomographic analysis can be the solid phase of soil and its pore space, which acts as an informative indicator of the soil structure in undisturbed samples. In addition to the volume of the solid phase and pore space, tomography makes it possible to study the shape and orientation of soil pores at a qualitative and quantitative level, which is especially important for the diagnosis of structural changes in the soil. Tomographic information of the relationship between the open (connected) pore space and closed isolated pores is relevant from the point of view of the realization of soil functions. In the Dokuchaev Soil Science Institute work on the compilation of a tomographic atlas of soil structures for virgin and arable soils of Russia is proceeding. An important scientific and practical direction is the micro-tomographic study of natural and anthropogenic transformation of the soil structure. Micro-tomographic analysis is used to characterize the processes of swelling-shrinkage, freezing-thawing of the soil material. Tomography in conjunction with classical physical methods contributes to the formation of new objective knowledge about soil structure.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** структура почвы, поровое пространство почвы, рентгеновская микротомография, микроморфометрия

**Keywords:** soil structure, soil pore space, X-ray micro-tomography, micro-morphometry

#### ВВЕДЕНИЕ

Наличие специфической агрегатной структуры отличает почву от геологических пород и создает условия для реализации почвенного плодородия, обеспечивая поддержание необходимых растениям диапазонов доступной влаги, тепла и питательных элементов. На протяжении многих лет

оценку почвенной структуры проводили по морфологическим и физическим свойствам почвенных агрегатов или по косвенным признакам, таким как водо- и воздухопроницаемость, реологические свойства почвы, характер физического испарения и транспирации влаги. Для прямого исследования структуры почвы без разделения ее на отдельные агрегаты использовали трудоемкий метод почвенных шлифов, который сопровождается разрушением исходного образца и невозможностью его дальнейшего исследования. Кроме того, изготовление шлифов требует предварительного высушивания образца, что вносит искажения в строение почв, склонных к набуханию и усадке. В последнее время применительно к почвам в различных целях начали использовать методы рентгеновской компьютерной томографии [1, 6, 9 и др.]. Томографический метод позволяет на качественном и количественном уровнях изучать внутреннее строение объекта без его разрушения. При этом в отличие от анализа шлифов и растровой электронной микроскопии томографическое исследование не требует предварительного обезвоживания образца и может проводиться при его любой влажности. Это не только исключает иссушение образца в ходе пробоподготовки, но также существенно расширяет область применения метода. Так, последовательное сканирование одного и того же образца при разных влажностях дает томографическую картину деформации почвенной массы на разных стадиях ее набухания и усадки [7, 8]. В Почвенном институте им. В.В. Докучаева (Москва) уже более 5 лет проводят целенаправленные микротомографические исследования почвы и ее основных структурных компонентов с использованием лабораторного рентгеновского микротомографа Bruker SkyScan 1172. В данной статье рассмотрены пути и способы применения компьютерной микротомографии для качественного и количественного анализа и оценки почвенной структуры.

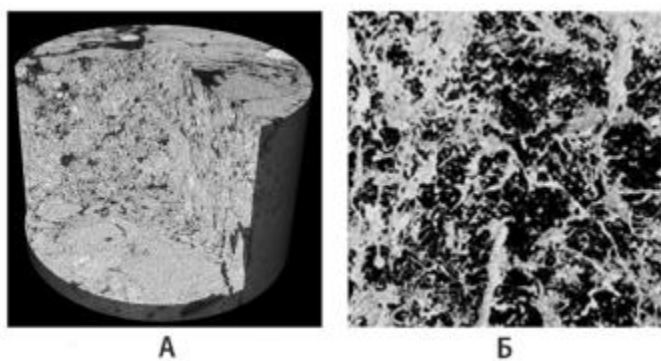
## **ЦЕЛЬ МЕТОДА**

Микротомографический метод используется для визуализации, количественного анализа, диагностики и оценки структурного состояния почвы на горизонтном и агрегатном уровнях.

## **ПРИНЦИП И ПРОЦЕДУРА ПРОВЕДЕНИЯ МИКРОТОМОГРАФИЧЕСКОГО ИССЛЕДОВАНИЯ ПОЧВЫ**

Для изучения почвенной структуры актуальна рентгеновская микротомография высокого разрешения, при которой источник излучения (микрофокусная рентгеновская трубка) просвечивает объект, а рентгеновская цифровая фотокамера получает его теневые проекции. На основе сотен проекций, собранных под разными углами при вращении объекта, компьютер реконструирует набор виртуальных сечений объекта с расстоянием между сечениями в 1 пиксель изображения. Оператор может просматривать сечение за сечением, изучать сечения под любым углом без потери разрешения, получать числовые морфометрические характеристики двумерных и трехмерных изображений внутренней микроструктуры по всему объекту или в отдельной выделенной области, создавать реалистичные трехмерные модели микроструктуры объекта, осуществлять виртуальные перемещения внутри объекта исследования (Рисунок 1).

Микротомограф Bruker SkyScan 1172 позволяет исследовать образцы  $d \leq 5$  см. При изучении почвенной структуры объектами исследования могут быть цилиндрические микромонолиты ненарушенного сложения, а также отдельные агрегаты и почвенные новообразования. В зависимости от размеров образца разрешение микротомографического сканирования меняется от 0,06 мкм (в образцах менее 1-2 мм) до 18-20 мкм (в образцах 3-5 см). Предметом микротомографического анализа может являться как твердая фаза почвы, так и ее поровое пространство, которое в ненарушенных образцах служит информативным показателем почвенной структуры. Помимо визуального анализа изображений томография включает измерения структурных показателей в трехмерных компьютерных реконструкциях и двумерных срезах через эти реконструкции в ручном и автоматическом режиме. В автоматическом режиме измерения проводят в пределах виртуальных анализируемых объемов (цилиндров, призм), вписанных в трехмерные реконструкции. В пределах анализируемых объемов определяют суммарный объем изучаемых структурных элементов (агрегатов, пор), величины открытой и закрытой пористости, а также общее и удельное количество контактов агрегатов и пор между собой. Согласно программам SkyScan открытую пористость определяют как суммарный объем пор, пересекающих границы анализируемого объема, а закрытую – как суммарный объем пор, полностью расположенных внутри анализируемого объема. Сочетание величин открытой и закрытой пористости характеризует потенциальную способность почвы проводить воду и воздух.

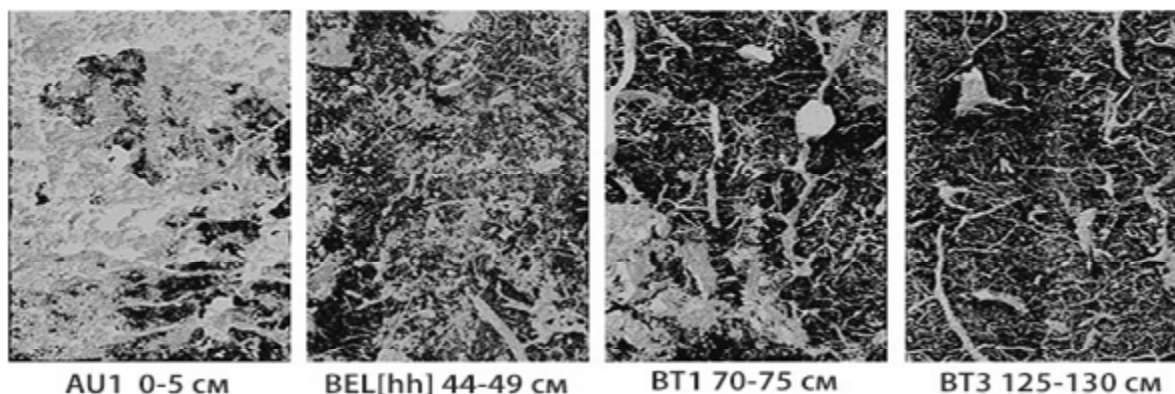


**Рисунок 1** - Микротомографические изображения пахотного горизонта агро-дерново-подзолистой почвы (Glossic Retisol (Aric, Loamic) по версии WRB-2014 (update 2015). А - трехмерная компьютерная модель цилиндрического микромонолита (поры черные, почвенная масса серая). Б - трехмерная компьютерная модель порового пространства (поры серые). Bruker SkyScan 1172. Разрешение 16,8 мкм

Помимо объемов твердой фазы и порового пространства томография позволяет получать количественные данные о таких важных структурных показателях как форма и ориентация почвенных пор. Для изучения этих показателей исследуют двумерные срезы вертикальной ориентации через компьютерные реконструкции образцов. Ориентацию пор в вертикальных срезах определяют как угол отклонения длинной оси поры от вертикали. Форму пор в наших исследованиях характеризуют по величине предложенного ранее фактора формы  $F=(4\pi S/P^2+D/L)/2$ , где  $S$ - площадь,  $P$ - периметр,  $D$ - поперечный и  $L$ - продольный габариты пор в вертикальных срезах [4]. Данный фактор формы позволяет выделять 5 классов формы пор в двумерных срезах: трещиновидные ( $F\leq 2$ ), вытянутые изрезанные ( $2 < F \leq 4$ ), изометричные изрезанные ( $4 < F \leq 6$ ), изометричные слабоизрезанные ( $6 < F \leq 8$ ) и округлые ( $8 < F \leq 1$ ). Эмпирические распределения пор по этим классам отражают основные морфологические особенности структурного состояния почвы и позволяют диагностировать главные типы агрегатной почвенной структуры: комковатую, зернистую, ореховатую, массивную. С учетом эмпирических распределений пор по ориентации становится возможным диагностировать пластинчатые и плитчатые типы структур [3].

## РЕЗУЛЬТАТЫ

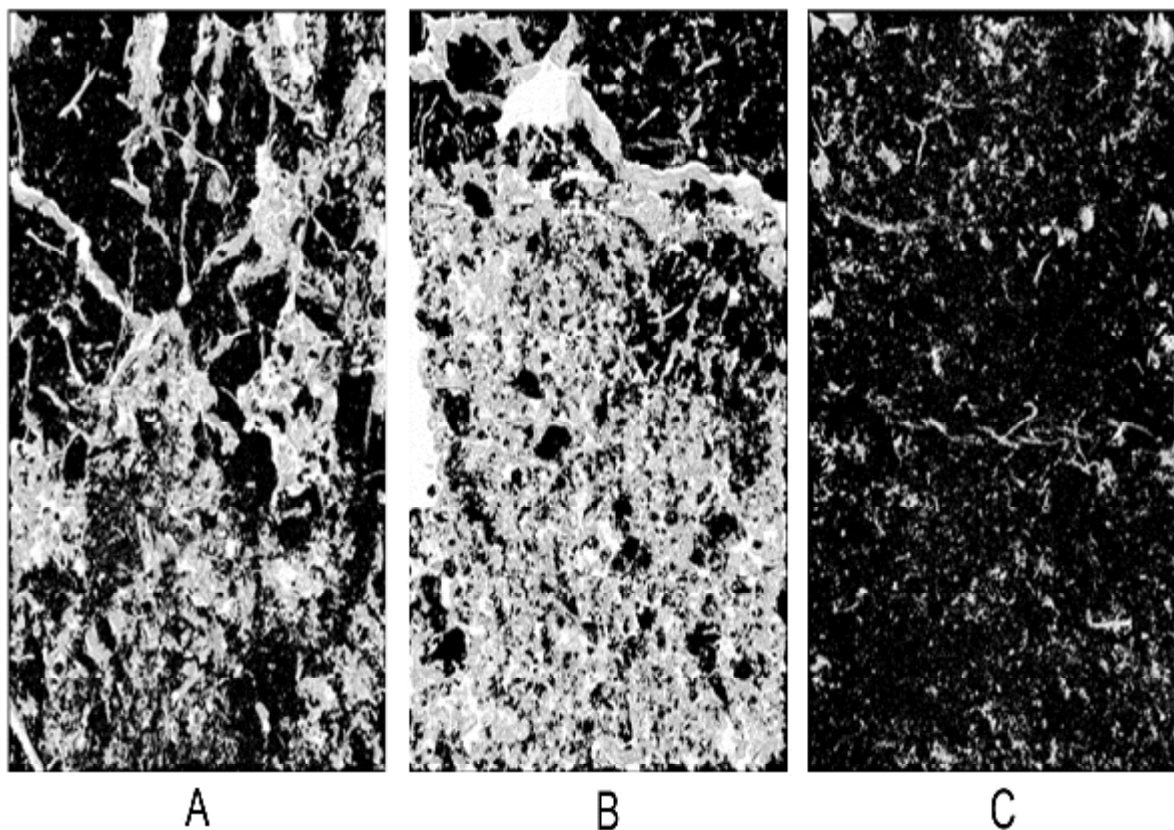
В настоящее время микротомографическое изучение, диагностику и оценку почвенной структуры проводят в рамках многих научных направлений. В Почвенном институте им. В.В. Докучаева начаты работы по составлению томографического атласа почвенных структур для целинных и пахотных почв России. Примером таких исследований является профильное изучение структуры полигенетичной темно-серой лесной почвы со вторым гумусовым горизонтом (Рисунок 2).



**Рисунок 2** -Примеры трехмерных компьютерных моделей порового пространства в различных генетических горизонтах темно-серой лесной почвы (Greyzemic Phaeozem (Loamic) по версии WRB-2014 (update 2015). Bruker SkyScan 1172, разрешение 16,8 мкм, поры серые.

Одним из важнейших научных и практических направлений микротомографии является анализ естественной и антропогенной трансформации почвенной структуры и порового пространства в естественных и агроландшафтах. В этой области количественный микротомографический анализ особенно актуален. Так, исследование почвенных монолитов  $d=3$  см и  $h=4$  см чернозема типичного под лесополосой (Курская область РФ) с естественным разнообразием агрегатной структуры (Рисунок 3) показали высокую информативность величин открытой и закрытой пористости.

Было установлено, что в рыхлом образце «В» закрытая пористость не превышает 3,5% от общего объема видимых на томографе пор, что говорит о чрезвычайно высокой сообщаемости пор в почвенной массе. В плотном образце «С», напротив, закрытая пористость составляет 59,7% от общего объема пор, что усугубляет негативные воздушные и гидрологические свойства почвы. По соотношению разных видов пористости оптимальными свойствами обладает образец «А» с комковато-зернистой структурой, обладающий умеренным общим объемом видимых на томограммах пор, 10% которых составляет закрытую, а 90% - открытую пористость.



**Рисунок 3** - Трехмерные компьютерные модели порового пространства в гумусовом горизонте чернозема типичного (Haplic Chernozem (Siltic) по версии WRB-2014 (update 2015) под лесополосой. А - при комковато-зернистой структуре; В - при интенсивной зоогенной переработке; С - при массивном строении почвы. Bruker SkyScan 1172, разрешение 16,8 мкм/пиксель, поры серые. поры серые.

Перечисленные примеры не исчерпывают весь диапазон использования микротомографии в современных исследованиях почвенной структуры. Он значительно более широк. Следует, однако, подчеркнуть, что томографический анализ имеет определенные методические ограничения. Главные из них – необходимость сегментации изображения и предел разрешения томографического сканирования. Последнее может выражаться в несовпадении объемов порового пространства, измеренных на томографе и полученных физическими методами. До устранения таких различий предпочтительно сопоставление томографии и классических физических методов [5].

#### **ВЫВОДЫ ПО ИСПОЛЬЗОВАНИЮ МЕТОДА**

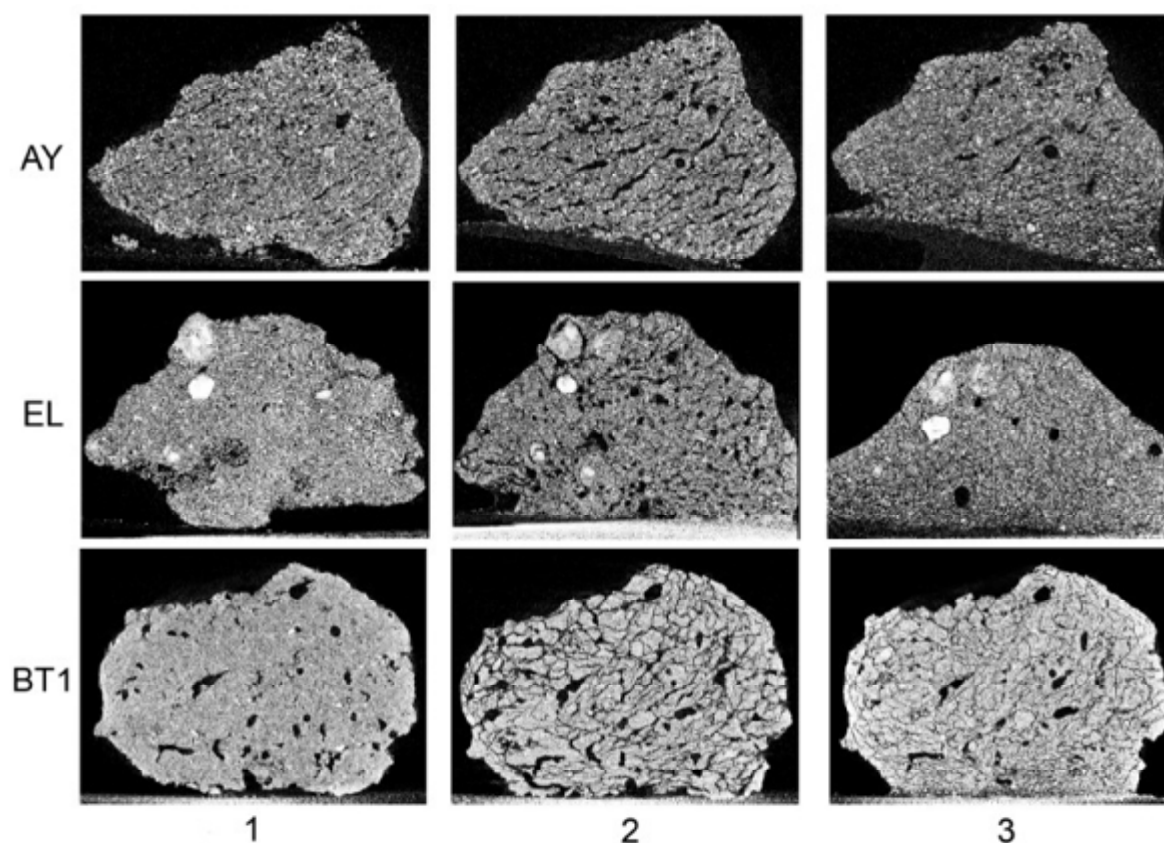
Качественный и количественный микротомографический анализ выявляет основные генетические, морфологические и агрофизические особенности структуры почвы и ее отдельных компонентов. При этом образцы сохраняют свою целостность и могут быть использованы при проведении других, в том числе гидрологических исследований.

С позиций осуществления почвенных функций актуальна томографическая информация форме и ориентации почвенных пор, а также о соотношении открытого (связного) порового пространства и

замкнутых, изолированных пор. Для прогноза переноса флюидов в почве важно установление зависимостей между

По-видимому, в ближайшие годы проблема связи между строением порового пространства и влаго- (газо-)емкостью, а также влаго- (газо-)проводностью почвы будет основной в почвенной гидрологии, физике почв и, вероятно, в почвоведении вообще. В связи с этим возрастает актуальность томографического анализа разного масштаба, а также сопряженных мультимасштабных томографических исследований. Томографический метод анализа почвенной структуры и пористости в совокупности с классическими физическими методами способствует формированию новых более объективных знаний на стыке физики и морфологии почв.

томографическими данными о порах и реальными гидрофизическими свойствами почвы.



**Рисунок 4** - Вертикальные двумерные срезы через компьютерные реконструкции внутреннего строения агрегатов  $d=3\text{мм}$  из горизонтов AY, EL, BT1 дерново-подзолистой почвы (Glossic Retisol (Loamic) по версии WRB-2014 (update 2015) по данным микротомографического сканирования. Микротомограф Bruker SkyScan 1172, разрешение сканирования 2.75 мкм. Серый цвет – твердая фаза почвы, черный цвет – поровое пространство, белый цвет - ортштейны

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Рентгеновская томография является новым и актуальным методом исследования почвенной структуры, использующим последние достижения компьютерной науки и техники.
2. Использование томографического метода особенно перспективно на стыке почвоведения и других естественных наук: физики, гидрологии, биологии, микробиологии, зоологии и др.
3. Микро- и макротомография заслуживают активного внедрения в почвенную науку и практику для изучения и оценки строения почвы на разных уровнях ее структурной организации.

## ЛИТЕРАТУРА

[1] Герке К.М., Скворцова Е.Б., Корост Д.В. Томографический метод исследования порового пространства почв: состояние проблемы и изучение некоторых почв России // Почвоведение. 2012. №.7. С. 781-791.



- [2]Романенко К.А., Рогов В.В., Юдина А.В., Абросимов К.Н., Скворцова Е.Б., Курчатова А.Н. Исследование микростроения мерзлых почв и дисперсных пород с помощью рентгеновской компьютерной томографии: методы, подходы, перспективы // Бюллетень Почвенного института им. В.В. Докучаева. 2016. № 83. С. 103-117.
- [3]Скворцова Е.Б. Микроморфометрия порового пространства почвы и диагностика почвенной структуры //Почвоведение, 1994, № 11, С. 42-49.
- [4]Скворцова Е.Б., Морозов Д.Р. Микроморфометрическая классификация и диагностика строения порового пространства почвы //Почвоведение, 1993, № 6, С. 49-56.
- [5]Шейн Е.В., Скворцова Е.Б., Дембовецкий А.В., Абросимов К.Н., Ильин Л.И., Шнырев Н.А. Распределение пор по размерам в суглинистых почвах: сравнение микротомографического и капилляриметрического методов определения //Почвоведение. 2016. № 3. С. 344–354.
- [6]Helliwella J.R., Sturrock C.J., Grayling K.M., Tracy S.R., Flavel R.J., Young I.M., Whalley W.R. & Mooney S. J. Applications of X-ray computed tomography for examining biophysical interactions and structural development in soil systems: a review //European Journal of Soil Science. 2013. V. 64. P. 279-297.
- [7]Pires L.F., Vacchi O.O.S., Reichardt K. Assessment of soil structure repair due to wetting and drying cycles through 2D tomographic image analysis //Soil and Tillage Research. 2007. V. 94. P. 537-545.
- [8]Skvortsova E. B., Shein E. V., Dembovetsky A. V., Abrosimov K. N., Shnyrev N. A., Gerke K.M., Romanenko K.A., Skvortsov A.B. A study of loamy soil's microstructural changes during swelling and shrinkage using x-ray microtomography. //Proceedings International Conference “Applied Ecology: Problems, Innovations” ICAE-2015 7-10 May, 2015 Tbilisi – Batumi. Tbilisi – 2015. P. 105-109. ISBN 978-9941-0-7644-2.
- [9]Taina I.A., Heck R.J. & Elliot T.R. Application of X-ray computed tomography to soil science: a literature review //Canadian Journal of Soil Science. 2008. V. 88. P. 1-20

## Основная глава 5.3 Мониторинг почв Main Chapter 5.3 Soil Monitoring

### Chapter II/18: SOIL MONITORING IN GERMANY Глава II/18: Мониторинг почв в Германии

Frank Glante\*<sup>1</sup>; Marc Marx<sup>1</sup>; Jörg Römbke<sup>2</sup>

DOI 10.25680/7493.2018.26.90.115

\*Email: [frank.glante@uba.de](mailto:frank.glante@uba.de)

1. German Environment Agency, Woerlitzer Platz 1, D-06844 Dessau-Rosslau, Germany

2. ECT Oekotoxikologie GmbH, Böttgerstr. 2-14, D-65439 Flörsheim, Germany

**ABSTRACT.** One priority of soil protection is to maintain soil functions. Therefore, the state of our soils has to be determined as well as changes in soil conditions. Following a recommendation of the Governmental-federal-states-working group of soil protection (LABO) the federal states in Germany installed a system of permanent soil monitoring sites from 1984 to 1992 throughout Germany. The main tasks of this system are describing the status of soil conditions regarding to soil threats and long-term changes of soil conditions as well as soil functions. Meanwhile other surveys with special attention to forest or agriculture soils are established. Results are published, e.g. regarding to concentrations of heavy metals and organic carbon in soil as well as soil biodiversity

**Резюме.** Одним из приоритетов охраны почв является сохранение функций почвы. Из этого следует необходимость определения состояния наших почв, а также изменений почвенных условий. В соответствии с рекомендацией Рабочей группы федерального правительства и земель по охране почв, федеральные земли ФРГ с 1984 по 1992 гг. создали систему постоянных участков почвенного мониторинга на всей территории Германии. Главные задачи этой системы — описание состояния почвенных условий, касающихся угроз для почвы, а также долгосрочных изменений почвенных условий и функций. Проводятся также другие обследования, в которых уделяется особое внимание почвам, используемым в лесном и сельском хозяйстве. Публикуются результаты, в том числе касающиеся концентраций тяжелых металлов и органического углерода в почвах, а также почвенного биоразнообразия.

**KEYWORDS:** soil monitoring, heavy metals, soil quality, sampling methods, soil information systems

**Ключевые слова:** мониторинг почвы, тяжелые металлы, качество почвы, методы отбора проб, почвенные информационные системы

## **INTRODUCTION**

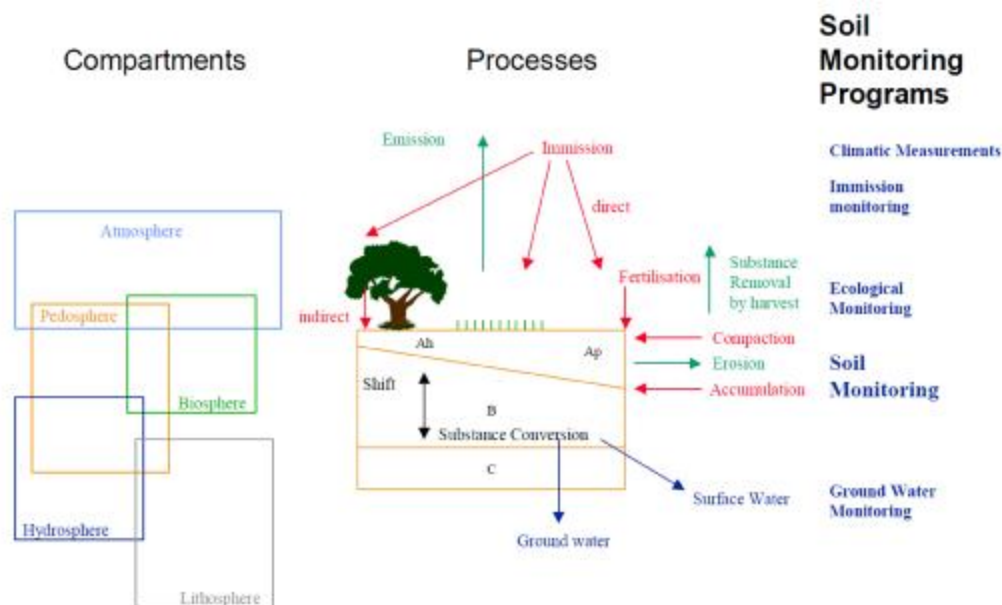
The first German soil monitoring sites were established in Bavaria in 1985 [1]. Among several parameters like heavy metals, soil organic carbon, nutrients and other soil conditions also radio-nucleoids were measured. Only one year later after the nuclear accident in Chernobyl a radioactive dust cloud reached Bavaria too. So, the geological authority could provide robust and precise information of the deposition of radio-nucleoids in Bavarian soils before and after the incident. In fact, the lack of knowledge on general soil properties, in particular other contaminants and their concentration, in German soils lead to the establishment of a representative network of permanent soil monitoring sites. Due to the political organisation in Germany the Federal States are responsible to run such a system. A task force was established giving recommendations how to install and operate a permanent soil monitoring program [2]. After the reunification of Germany, the five new German Federal States joined the program as well. So approximately 800 permanent monitoring sites do exist today in Germany [3]. In addition, several long-term field trials focussing on agricultural questions (e.g. plant nutrition, fertilizer effects or stabilizing organic carbon) do exist in Germany [4] parallel to the soil monitoring system. Also in the mid-Eighties, two further monitoring programs started, covering silvicultural topics and climate change questions: the forest soil survey (BZE-Wald, 1986-1994; 2004-2008) and the agricultural survey (still in progress) [5, 6].

## **ORGANISATION OF THE SOIL MONITORING, IN PARTICULAR, DATA EXCHANGE AND REPORTING**

Most of the monitoring sites belong to the “basic” system, which focuses on trait documentation and long trends in soil changes. Usually a sampling is done every 5 to 10 years. In contrary, intensive monitoring sites are used for process research (nutrient or contaminant balances, transfer of contaminants to the groundwater etc.). The program is primary run by the federal states, i.e. choosing of the sites, sampling itself as well as chemical analyses is done by their respective geological or environmental institutions. The legal basis for these activities is the German Soil Protection Act (Art 21), but details are regulated in their specific federal state acts.

When setting-up a monitoring site a complete pedological inventory is performed and the results are documented as well as conditions of land use and chemical analysis. Their long-term availability is secured by contracts with the land owners, often farmers. Of course, a pedological site description according to the German Pedological Mapping Instruction is documented as well [7].

In the guideline for installing and processing the soil monitoring the sample scheme is also determined.



**Figure 1** – Soil Monitoring as a key element of integrated monitoring (from [3])

Following the German Soil Protection Act (Art. 19) a data exchange between federal and governmental level is required. Data and supplementary information are transferred to the German Environment Agency (UBA) to provide a German-wide picture of soil conditions (including their changes in time, i.e. trends). This exchange of soil monitoring data is part of the so-called “administrative agreement about the exchange of environmental data between the federal government and the individual States” (Verwaltungsvereinbarung zum Datenaustausch zwischen Bund und Ländern im Umweltbereich, 1994). Some data of the soil monitoring are subject to privacy (e.g., land ownership, GPS-Data etc.), meaning that practical modalities in the data management had to be clarified before reporting them (i.e. by not publishing detailed coordinates).

Because of the lack of a European regulation there is no obligation to report the state of German soils to the European Union. Nevertheless, monitoring data are provided on a voluntary basis as part of the “State of the Environment Report (SOER)” published by the European Environment Agency. In order, to fulfill the European INSPIRE guideline for environmental information the recent task is translating all data and information regarding soil monitoring into the open data structure.

### SOIL MONITORING – STATE AND SOME RESULTS

In contrast to the forest soil survey and the agricultural survey which are grid-based the soil monitoring follows a stratified approach. The approximate 800 monitoring sites are not only representative for the respective Federal State but also for a German-wide overview regarding to major soil types. So, the federal Ministry of Environment assessed the monitoring data in order to use them for German-wide purposes. The interpretation of the data on the German level is somehow difficult, mainly because time and frequency of sampling, sampling procedures and analytical methods sometimes differ between the federal states. This fact is partly caused by the fact that not all monitoring sites were installed at the same time. Thus, data harmonization is still a major task of the German Environment Agency.

Changes in the chemical condition of soils occur very slowly. Therefore, in order to identify changes over time the random noise has to be eliminated by statistical methods. New approaches were developed in the soil carbon project (see below). Independent of these difficulties monitoring data play an important role in understanding soils. The soil monitoring sites are among the most well-known and intensively investigated soils in Germany. Together with other data, e.g. special sample campaigns soil monitoring data were used to derive background values for heavy metals and organic compounds in German soils [7]. These data are necessary in order to set-up precautionary values for relevant compounds regulated in the German Soil Protection Ordinance [8]. Below precautionary values an occurrence of harmful risk for soil can be obviated. If trigger or action values are exceeded the responsible authorities have to check for harmful risks for people or environment.

By decision of the Federal Council of Germany (Bundesrat) the German government has to publish a progress report for soil protection once in very legislative period. This is a report of policy measures elaborated by all ministries and authorities working on soil topics. To give an overall German-wide picture of German Soils, their functions, conditions and threats the German Environment Agency was asked to publish the “ State of Soils in Germany” in 2016 [9].

### CASE STUDY 1: ESTIMATING SOIL CARBON CHANGES

Soils play an important role in climate change. A number of publications show the risk of higher emissions of CO<sub>2</sub> due to global warming. For the implementation of the German Strategy for Adaptation to Climate Change (DAS) into soil protection, reliable data and time series on long-term changes in soil quality and soil functions are required. The instruments of soil monitoring and the documentation of soil conditions thereby represent a crucial data base. Recently, the suitability of soil data from the major national and permanently operated programs for soil monitoring and soil condition documentation for climate research were evaluated for across measurement networks [10]. The focus was thereby on changes in the ground conditions due to climate change. Accordingly, the programs provide a wealth of valuable data for assessing the impacts of climate change on soil. In a special project a literature review and data acquisition was made to find changes in soil organic carbon in arable soils in Germany. In other publications very often changes in the soil carbon concentration or pool was found due to land use change, e.g. ploughing of grassland or bog amelioration. Almost no significant changes were found on permanent monitoring sites in Germany within 20 years of continuous arable land use. So, maybe a good agricultural practice keeps organic carbon contents on an appropriate level [10].

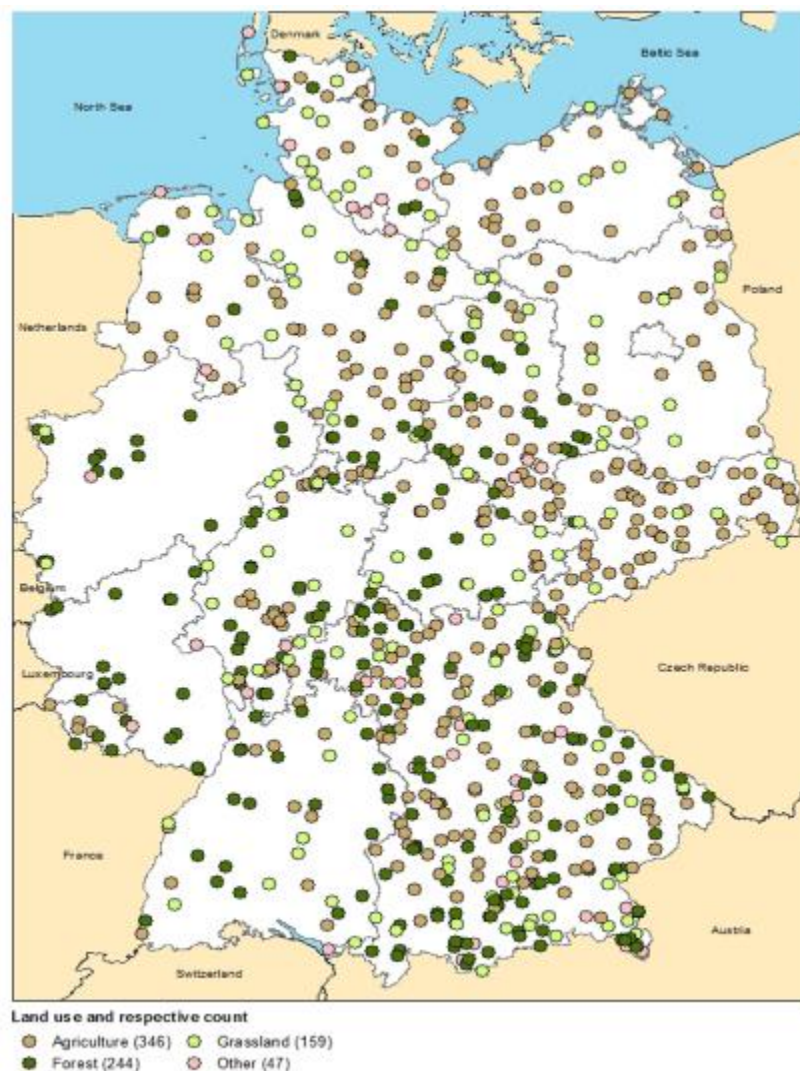


Figure 2 – Soil Monitoring Sites in Germany

## CASE STUDY 2: SOIL BIODIVERSITY

Unfortunately, the assessment of soil biodiversity is voluntarily in the whole soil monitoring program. Only a small number of federal states does sample soil organisms – and if they do, these efforts are limited to very few groups (mainly earthworms (Lumbricidae), more rarely springtails (Collembola) or potworms (Enchytraeidae). In order to close this gap information from the permanent soil monitoring sites data and information from museums' collections well as the scientific literature were taken into account. Suitable biological indicators (i.e. organism groups) for the assessment of soil quality were identified and reference values for selected biotope types were established in order to decide whether a soil did fulfil the habitat function or not. A database "EDAPHOBASE" (funded by the German Ministry of Research) was set up, in which soil biological data coming from BDF of several German states as well as from literature (especially from the partner institutions) on Collembola, Oribatida, Lumbricidae and Enchytraeidae was compiled and critically discussed [11]. The biogeographic distribution of selected species from the four invertebrate groups and their distribution in relation to the most important site factors (land use, pH, texture, and organic matter) were presented in maps and tables. Finally, this work was intended to improve the German "National Strategy for Biological Diversity", e. g. by broadening soil biological monitoring at existing permanent soil monitoring sites (BDF) [12]. The results of these projects were also used in a Europe-wide project which addresses the same questions und using the same sampling and assessment tools, but on a wider scale [13]. Actually, the information on soil ecology biodiversity and soil functions available now will be helpful to improve the protection of soil biodiversity and the ecosystem services provided by these organisms.

## CONCLUSIONS

1. A good system of soil monitoring sites in Germany is established. The data exchange has to be improved especially because of the INSPIRE guideline.
2. Enhancement of parameters e.g. new contaminants and biodiversity is necessary.
3. To interpret the data and information new statistical approaches should be elaborated and used.
4. To compare the data at European level a legal binding instrument in Europe is needed.

## REFERENCES

- [1] LANDESANSTALT FÜR UMWELTSCHUTZ BAYERN: Soil in our Focus - 25 Years of Soil Monitoring in Bavaria  
<https://www.lfu.bayern.de/boden/bodendauerbeobachtung/fachtagung/index.htm>
- [2] ARBEITSGRUPPE BODENINFORMATIONSSYSTEM (1989): Vorschlag für die Einrichtung eines länderübergreifenden Bodeninformationssystems der SAG Informationsgrundlagen Bodenschutz der Umweltminister-Konferenz. – Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover.
- [3] Barth, N., Brandtner, W., Cordsen, E., Dann, T., Emmerich, K.-H., Feldhaus, D., Kleefisch, B., Schilling, B. & Utermann, J. (2000): Boden-Dauerbeobachtung, Einrichtung und Betrieb von Bodendauerbeobachtungsflächen. - in Bachmann, G., König, W. & Utermann, J. [Hrsg.]: Bodenschutz, Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser; Bd 3: 9152: 1-127; Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- [4] Körschens, M.; Albert, E.; Baumecker, M.; Ellmer, F.; Grunert, M.; Hoffmann, S.; Kismanyoky, T.; Kubat, J.; Kunzova, E.; Marx, M.; Rogasik, J.; Rinklebe, J.; Rühlmann, J.; Schilli, C.; Schröter, H.; Schroetter, S.; Schweizer, K.; Toth, Z.; Zimmer, J.; Zorn, W. (2014): Humus und Klimaänderung - Ergebnisse aus 15 langjährigen Dauerfeldversuchen, Archives of Agronomy and Soil Science, DOI: [10.1080/03650340.2014.892204](https://doi.org/10.1080/03650340.2014.892204)
- [5] Wellbrock, N.; Bolte, A.; Flessa, H. (eds) (2017): Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland - Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. Thunen Report 43  
[https://www.thuenen.de/media/institute/wo/Waldmonitoring/bze/Thuenen\\_Report\\_43\\_Druck\\_2016.11.08\\_mitVerzeichnis.pdf](https://www.thuenen.de/media/institute/wo/Waldmonitoring/bze/Thuenen_Report_43_Druck_2016.11.08_mitVerzeichnis.pdf)
- [6] Website Agricultural Soil Survey: <https://www.thuenen.de/de/ak/projekte/bodenzustandserhebung-landwirtschaft-bze-lw/>
- [7] Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. KA5 - [Manual of soil mapping. 5th Ed. (KA5)]. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung oHG (Nägele u. Obermiller), Science Publishers, Johannesstrasse 3A, 70176 Stuttgart
- [8] Soil Protection Ordinance (Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung). <http://www.gesetze-im-internet.de/bodschv/>
- [9] UMWELTBUNDESAMT (2016): Bodenzustand in Deutschland.



<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/bodenzustand-in-deutschland>

[10]Marx, M.; Rinklebe, J.; Kastler, M.; Molt, C.; Kaufmann-Boll, C.; Lazar, S.; Lischeid, G.; Schilli, C.; Körschens, M. (2016): Erarbeitung fachlicher, rechtlicher und organisatorischer Grundlagen zur Anpassung an den Klimawandel aus Sicht des Bodenschutzes Teil 3: Bestimmung der Veränderungen des Humusgehalts und deren Ursachen auf Ackerböden Deutschlands. UBA-Texte 26/2016

<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/erarbeitung-fachlicher-rechtlicher-0>

[11]Römbke, J., Jänsch, S., Ross-Nickoll, M., Toschki, A., Höfer, H., Horak, F., Russell, D., Burkhardt, U., Schmitt, H. (2012): Erfassung und Analyse des Bodenzustands im Hinblick auf die Umsetzung und Weiterentwicklung der Nationalen Biodiversitätsstrategie. UBA- Texte 33/2012

(<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/erfassung-analyse-des-bodenzustands-im-hinblick-auf>)

[12]EDAPHOBASE Website

[http://www.senckenberg.de/root/index.php?page\\_id=12799&PHPSESSID=ie7qetk86m3b5nbcrcscv46un6](http://www.senckenberg.de/root/index.php?page_id=12799&PHPSESSID=ie7qetk86m3b5nbcrcscv46un6)

[13]Römbke, J., Gardi, C., Creamer, R., Miko, L. (2016): Soil biodiversity data: actual and potential use in European and national legislation. Appl. Soil Ecol. 97: 125-133.

## Chapter II/19: LONG-TERM OBSERVATION OF SOILS WITHIN THE SWISS SOIL MONITORING NETWORK NABO

### Глава II/19: Долгосрочные наблюдения почв в Швейцарской сети мониторинга почв NABO

Andreas Gubler\*, Daniel Wächter, Peter Schwab, Anna Hug, Reto Meuli, Armin Keller

DOI 10.25680/4039.2018.68.24.116

\*Email: [andreas.gubler@agroscope.admin.ch](mailto:andreas.gubler@agroscope.admin.ch), <http://www.nabo.ch/>

Swiss Soil Monitoring Network NABO, Agroscope, Reckenholzstr. 191, CH-8046 Zurich, Switzerland

**ABSTRACT.** The Swiss Soil Monitoring Network NABO was implemented in the 1980s to observe soil quality and its evolution on the long-term. About 100 monitoring sites are resampled every 5 years for chemical analyses. In addition, management data are obtained for agricultural sites allowing for a dual approach combining results from monitoring with mass balances (indirect monitoring). The assessed chemical parameters include pH, organic carbon, nutrients and trace elements (heavy metals), and organic pollutants (POPs, pesticides). Selected sites are visited yearly to analyse soil biological parameters. Furthermore, penetration resistance is measured for agricultural sites to assess soil compaction.

**Резюме.** Швейцарская сеть мониторинга почв NABO была создана в 1980-х гг. для наблюдения за качеством почв и его долгосрочной динамикой. Примерно на 100 участках мониторинга один раз в 5 лет отбираются пробы для химических анализов. Кроме того, для участков, используемых в сельском хозяйстве, собираются данные о технологиях, что позволяет применять комбинированный подход, совмещающий результаты мониторинга с балансами веществ (косвенный мониторинг). Оцениваемые химические параметры включают pH, органический углерод, элементы питания и микроэлементы (тяжелые металлы), а также органические загрязнители (стойкие органические загрязнители, пестициды). На части участков ежегодно определяются биологические параметры почвы. Кроме того, на участках, используемых в сельском хозяйстве, измеряется твердость для оценки уплотнения почвы.

**KEYWORDS:** soil monitoring, long-term observation, Switzerland

**Ключевые слова:** Мониторинг почв, Долгосрочное наблюдение; Швейцария

### INTRODUCTION

The Swiss Soil Monitoring Network (abbreviated NABO for its German name “Nationale Bodenbeobachtung”; [www.nabo.ch](http://www.nabo.ch)) was installed in the 1980s [1]. Its main goals are the assessment of soil contamination focussing on background soils (meaning: uncontaminated sites) as well as the early detection of potentially adverse effects. For this purpose, NABO runs about 100 long-term monitoring sites throughout



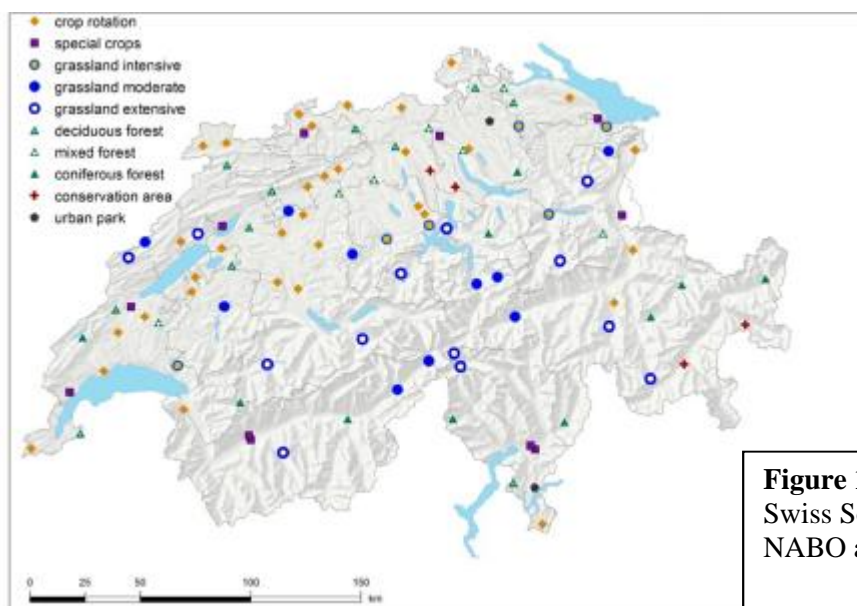
Switzerland. In addition, management data are obtained from the farmers for more than 40 agriculturally exploited monitoring sites. This allows for a dual approach combining temporal changes derived from repeated soil samplings (direct monitoring) with mass balances and process models based on management data (indirect monitoring) [2–4]. The latter help to validate and explain observed temporal evolutions. Deviating results indicate errors and inadequacies of one or both approaches and require further clarification. Besides, agricultural management and evolution of soils can be linked to assess the sustainability of management options.

In its early years, NABO focused on the pollution by heavy metals. During the following decades, NABO further addressed different groups of organic pollutants. In light of climate change, soil organic carbon (SOC) and its temporal evolution were addressed. During the last years, the established concept of soil threats has been more and more complemented by the one of assessing soil functions to reveal the value of soils and its multifunctionality in sustaining the wellbeing of humans and of society in general [5]. These include the filtering of pollutants, the cycling and storage of nutrients and water. However, such a holistic approach also demands for soil biological and physical parameters.

## SITES & SAMPLES

The monitoring sites cover all relevant land uses [Figure 1]. The three major groups are cropland, permanent grassland, and forest. In addition, a small number of sites represent vineyards, orchards, vegetable gardening, urban parks, and conservation areas. Sites are resampled every five years for analyses of soil chemical parameters. The first sampling campaign was conducted from 1985 to 1989; the seventh sampling campaign will be completed in 2019. Selected sites are visited yearly to analyse soil biological parameters and/or physical parameters. Soil samples are collected from an area of 10 m by 10 m accurately relocalised by well documented reference points and buried magnets. These areas are neither marked nor fenced. Thus, they are cultivated identically as the surrounding area and reflect real-world conditions. At each of the five-yearly samplings, the following samples are taken [6]:

- Four composite samples from the top 20 cm each consisting of 25 subsamples. From every square meter of the sampling area, one subsample is taken randomly by using a gouge auger made of steel with a diameter of 2.5 cm. An additional composite sample is stored frozen (-18 °C) without any sample preparation.
- Four volumetric samples (one per side) by a core sampler (Humax) of 4.8 cm diameter to determine basic physical parameters (see next section) relevant for the composite samples.
- If soil characteristics allow: four soil cores down to 75 cm soil depth. The cores are separated into pedological soil horizons. The use of a core sampler (5 cm diameter) produces volumetric samples [Figure 2], so basic physical parameters can be derived directly.



**Figure 1** – Monitoring sites of the Swiss Soil Monitoring Network NABO and their landuse.

The composite samples have been taken since the first sampling campaign, but the two latter have been taken only since the fourth and sixth sampling campaign, respectively. The composite samples as well as the samples representing pedological soil layers are dried for 48 hours at 40 °C. Subsequently, the samples are crushed by a jaw crusher, and the fine earth is separated from coarser components by passage through a 2 mm mesh. In this condition, samples may be stored for future analyses. To determine the water content remaining after drying at 40 °C, subsamples are dried at 105 °C. The whole process from sampling to lab analysis is standardised using standard operation protocols (SOP).

### **BASIC SOIL PARAMETERS**

Soil pH (0.01 molar CaCl<sub>2</sub>) and total contents of carbon and nitrogen are determined for all samples during sample preparation. Soil texture was determined at the occasion of the first sampling campaign both for topsoil and samples collected from soil profiles. However, for new monitoring sites, soil cores as described above are taken instead of digging soil profiles. Samples from soil cores are advantageous since they represent the mean characteristics of the respective soil layers, while samples from soil profiles often only capture a part of the horizon.

In addition, basic physical parameters such as water content and apparent density of fine earth ( $AD_{FE}$ ) are determined.  $AD_{FE}$  is defined as dry mass of fine earth (particles <2 mm) per total volume of soil (including pore space and skeleton). On the one hand,  $AD_{FE}$  is used to calculate stocks from element concentrations. On the other hand,  $AD_{FE}$  and water content provide information regarding the status of soil at the time point of sampling. Because of changing soil humidity, the soil matrix is swelling and shrinking. Hence, soil water status may influence the properties of the collected samples, in particular when using a fixed sampling depth [7]. The basic physical parameters help us interpreting and comparing the results of repeated samplings. Although known for years (e.g., [8]), only few monitoring programmes consider the consequences of soil water status on their results.

### **PHYSICAL PARAMETERS**

High mechanical stress due to heavy agricultural machines and inappropriate management, such as tillage of soils in inadequate state, may destroy the soil structure and the pore system. In such compacted zones, aeration, infiltration and water retention are decreased which, as a consequence, impairs soil functions and diminishes biological activity. Since 2015, the NABO records soil compaction at selected sites. To do so, the penetration resistance is measured with a penetrometer (PANDA2, Sol Solution, France) down to a maximal depth of 60-70 cm. At the same time, core samples are taken to determine water content and  $AD_{FE}$ . Measurements and samples are taken according to a stratified random design within an area of 10 m by 10 m. Penetration resistance combined with the pedological description of the core samples provides a good picture of the soil compaction state.

### **SOIL BIOLOGICAL PARAMETERS**

Since 2012, soil biological parameters are recorded yearly for 9 cropland and 10 grassland sites. In addition, 10 forest sites and one further cropland site were assessed from 2012 to 2016 [9]. Multiannual data should generate site-characteristic values and their associated variability. Samples for the biological monitoring are collected early in the year at the beginning of the growing season and before fertilisation to minimise inter-annual variability. Like for the chemical monitoring, composite samples are taken from the top 20 cm. NABO assesses both amount (soil biomass determined by a fumigation-extraction method) and activity (basal respiration) of soil organisms. Furthermore, the DNA is extracted for quantification and for sequencing techniques. The latter bear a huge potential to assess the composition of fungal and bacterial communities – and thus the taxonomic and functional diversity in soils. It is assumed that soil biological parameters allow for a holistic observation of soils and, in particular, soil functions since soil biota are key players for many ecosystem services and are sensitive to changes in their environment.

### **ORGANIC MATTER**

Soil organic carbon (SOC) affects the quality and many functions of soil, including the filtering of pollutants, the cycling and storage of nutrients and water. Moreover, the interactions between climate change and terrestrial carbon pools have been widely discussed over the last decades, particularly the role of soils as potential carbon sinks or sources. Our results show that, for 0-20 cm soil depth, SOC remained relatively stable in mineral soils over the last 30 years, while it decreased substantially in organic soils [6]. More detailed analyses of cropland soils showed monitoring sites with increasing, stable, and decreasing evolutions, but no general trend. Relative SOC changes ranged from -11 % to +16 % per decade [10].

The minimum detectable change with respect to SOC in cropland is 7 % relative change per 20 years for the NABO monitoring scheme. Our study confirmed that detecting changes in SOC requires consistent data. Any changes along the process chain must be avoided or corrected for. For instance, taking samples earlier or later in the year may induce artefacts due to seasonal SOC variations. Furthermore, differing recoveries of analytical methods must be considered. For our soils, wet oxidation and retitration of potassium dichromate (Swiss Standard Method) yielded on average only 85 % of SOC compared with dry combustion with a CN-analyser [10].

### NUTRIENTS AND TRACE ELEMENTS

Soil biota and plants require various macro- and micro-nutrients for their growth and wellbeing, some of which may be toxic in elevated concentrations. NABO regularly analyses the total contents of eight heavy metals, namely Cd, Cr, Cu, Co, Hg, Ni, Pb, and Zn. According to the Swiss Ordinance on the Pollution of Soil (VBBo [11]), these elements are measured in 2 molar HNO<sub>3</sub> extract. In addition, available contents of selected nutrients such as P, K, and Mg were determined for agriculturally exploited sites using 1:10 extraction with ammonium acetate EDTA.

Over the last 30 years, we observed decreasing contents of Pb and Hg in topsoils attributed to decreased inputs from atmospheric deposition due to air quality measures. In contrast, Cu and Zn continuously increased for most intensively used grassland sites and many cropland sites. The surface balances according to the management data revealed that the excess Cu and Zn were caused by livestock farming. Both elements are added to feedstuff to enhance the growth of animals and to prevent diseases. As a result, the majority of Cu and Zn is excreted and brought into soils via farmyard manure. Similarly, available K increased due to farmyard manure application.

### ORGANIC POLLUTANTS

A huge number of organic compounds is produced for a variety of applications, such as household chemicals, care products, industrial processes, flame retardants, and biocides. Worldwide, about 91'700 substances are in use, 18'000 of which registered for the Swiss market. Organic pollutants enter soils via three main pathways: (i) as targeted applications (e.g., pesticides), (ii) as impurities in farmyard manures, compost, and other recycling fertilisers (e.g., veterinary pharmaceuticals), and (iii) as diffuse immissions on a large scale via atmospheric deposition (e.g., polycyclic aromatic hydrocarbons [PAH]).



**Figure 2** – Left: extraction of a soil core by a core sampler at a grassland site. Right: resulting cores with soil layers (from top to bottom): O/Ah, Ah, AB, Bw (weathered), BC, and C horizon.

The Swiss Ordinance on the Pollution of Soil (VBBo) defines reference values for polychlorinated dioxins (PCDD), furans (PCDF), biphenyls (PCB) and PAH [11]. These substance groups are omnipresent in Swiss soils but usually well below reference values for background sites [12–14]. While concentrations of medium to heavy molecular weight PAH remained relatively stable over the last 30 years, low molecular weight PAH decreased [15]. Similarly, concentrations of PCB remained stable or even decreased, whereas increases were found for some chlorinated paraffins [16].

Pesticides are widely used in modern agriculture. In Switzerland, about 250 pesticide compounds are currently approved. On average, 10 pesticide compounds are applied per year at agricultural monitoring sites with huge variations between crops and individual farmers. A pilot study assessed the residues of 80 polar pesticides and >90 transformation products in archived soil samples [17]. Comparison of management data and analytical results showed that 73 % of the compounds previously applied by the farmers were actually detected in the soil. In >80 % of the cases, the detected compounds persisted one year or longer in the soil. Currently, NABO is assessing pesticide residues more thoroughly for all agricultural monitoring sites. Results are expected for the next years.

## CONCLUSIONS

1. The Swiss Soil Monitoring Network NABO focusses on the long-term observation of soils.
2. A dual approach combining monitoring with mass balances based on management data (indirect monitoring) enhances the validity of results and provides a link between changes in soil quality and agricultural management.
3. High quality standards are required to detect changes in soil characteristics such as SOC.
4. In addition to chemical parameters, biological and physical aspects must be included to holistically assess soils and soil functions.

## REFERENCES

- [1]Desaules A., Studer K. 1991. NABO – Nationales Bodenbeobachtungsnetz. Messresultate 1985–1991. Schriftenreihe Umwelt 200, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- [2]Keller A., Desaules A. 2004. Stoffbilanzen für Parzellen der Nationalen Bodenbeobachtung. Agrarforschung 11(11–12):498–503.
- [3]Della Peruta R., Keller A., Schulin R. 2014. Sensitivity analysis, calibration and validation of EPIC for modelling soil phosphorus dynamics in Swiss agro-ecosystems. Environ Model Softw 62:97–111.
- [4]Müller M., Della Peruta R. 2014. Impact of farm management on soil phosphorus dynamics: a monitoring – modelling approach. BGS-Bulletin 35:37–47.
- [5]Greiner L., Keller A., Grêt-Regamey A., Papritz A. 2017. Soil function assessment: review of methods for quantifying the contributions of soils to ecosystem services. Land use policy 69:224–237.
- [6]Gubler A., Schwab P., Wächter D., Meuli R.G., Keller A. 2015. Ergebnisse der Nationalen Bodenbeobachtung (NABO) 1985-2009. Zustand und Veränderungen der anorganischen Schadstoffe und Bodenbegleitparameter. Umwelt-Zustand 1507. Bundesamt für Umwelt (BAFU). Bern.
- [7]Gubler A., Schwab P., Wächter D., Meuli R.G., Keller A. 2016. Influence of soil water status on collected soil samples. Agroscope Science 34. Agroscope, Zurich.
- [8]Ellert B.H., Bettany J.R. 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. Can J Soil Sci 75(4):529–538.
- [9]Hug A.-S., Schwab P., Zimmermann R., Widmer F., Frey B., Oberholzer H.R., Meuli R.G. 2015. NABObio12\_13. Ergebnisse der Pilotphase 2012 und 2013. Agroscope Science 34. Zurich.
- [10]Gubler A., Wächter D., Schwab P., Müller M., Keller A. 2017. Thirty years of observations of soil organic carbon in Swiss croplands showing stability overall but with some divergent trends. (submitted).
- [11]VBBo. 1998. Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo. SR 814.12. Switzerland.
- [12]Schmid P., Gujer E., Zennegg M., Bucheli T.D., Desaules A. 2005. Correlation of PCDD/F and PCB concentrations in soil samples from the Swiss soil monitoring network (NABO) to specific parameters of the observation sites. Chemosphere 58(3):227–234.
- [13]Desaules A., Ammann S., Blum F., Brändli R.C., Bucheli T.D., Keller A. 2008. PAH and PCB in soils of Switzerland – status and critical review. J Environ Monit 10(11):1265–1277.
- [14]Brändli R.C., Bucheli T.D., Ammann S., Desaules A., Keller A., Blum F., Stahel W.A. 2008. Critical evaluation of PAH source apportionment tools using data from the Swiss soil monitoring network. J Environ Monit 10(11):1278–1286.
- [15]Gubler A., Wächter D., Blum F., Bucheli T.D. 2015. Remarkably constant PAH concentrations in Swiss soils over the last 30 years. Environ Sci Process Impacts 17(10):1816–1828.

- [16]Bogdal C., Niggeler N., Glüge J., Diefenbacher P.S., Wächter D., Hungerbühler K. 2017. Temporal trends of chlorinated paraffins and polychlorinated biphenyls in Swiss soils. *Environ Pollut* 220:891–899.
- [17]Chiaia-Hernandez A.C., Keller A., Wächter D., Steinlin C., Camenzuli L., Hollender J., Krauss M. 2017. Long-Term Persistence of Pesticides and TPs in Archived Agricultural Soil Samples and Comparison with Pesticide Application. *Environ Sci Technol*:acs.est.7b02529.

## Chapter II/20: REDUCING LAND TAKE FOR SETTLEMENTS AND TRANSPORT INFRASTRUCTURES – GOALS AND MONITORING ON THE PATH TO SUSTAINABLE LAND USE

### Глава II/20: Сокращение изъятия земель для населенных пунктов и транспортной инфраструктуры: цели и мониторинг на пути к устойчивому землепользованию

Gertrude Penn-Bressel

DOI 10.25680/5205.2018.95.71.117

Email: [penn-bressel@uba.de](mailto:penn-bressel@uba.de)

German Federal Environment Agency, Woerlitzer Platz 1, 06844 Dessau-Rosslau, Germany

**ABSTRACT.** Land take for settlements and transport infrastructure causes the loss of landscapes and natural fertile soils and therefore has become an important issue of environment and sustainability policies in Germany but also in Europe and on global level. In Europe, in 2050, zero net land take has been proclaimed. Monitoring of land take is done with quite high precision in Germany, where reducing land take makes part of the National Sustainability Strategy. On European level, land take is monitored by CORINE LAND COVER by the EEA in at least 39 countries. Though the method applied until now still lacks precision, trends to a slowdown of land take in 28 European countries can be observed all the same. Applications of the CORINE LANDCOVER method in Germany with higher precision standards indicate, that step by step with confined effort an improvement of CORINE LAND COVER data might be managed all over Europe.

**Резюме.** Изъятие земель для населенных пунктов и транспортной инфраструктуры приводит к потере ландшафтов и естественных плодородных почв, став по этой причине важным вопросом политики в области окружающей среды и устойчивого развития в Германии, а также в Европе и на глобальном уровне. Объявлена цель нулевого чистого изъятия земель в Европе в 2050 г. В Германии, где сокращение изъятия земель составляет часть Национальной стратегии устойчивого развития, мониторинг изъятия ведется с достаточно высокой точностью. На европейском уровне мониторинг осуществляется на основе данных CORINE LAND COVER по меньшей мере в 39 странах Европейской экономической зоны. Хотя применяемый до настоящего времени метод пока лишен точности, он, тем не менее, позволяет выявить тенденции к замедлению изъятия земель в 28 европейских странах. Применения метода, использующего CORINE LAND COVER, в Германии с более высокими стандартами точности показывают, что при целенаправленных усилиях возможно постепенное улучшение данных CORINE LAND COVER для всей территории Европы.

**KEYWORDS:** soil, land cover, land take, sustainability goals, cadasters, aerial views, remote sensing

**Ключевые слова:** почва, семляны покров, привлечение земель, цели устойчивого развития, кадастры, аэрофотосъемки, дистанционное зондирование

### INTRODUCTION: LAND TAKE AS INDICATOR OF SUSTAINABLE DEVELOPMENT

Germany and other states of the European Union, like almost all countries in the world, have known during the last two centuries a more or less rapid growth of settlements (housing areas, and commercial or industrial zones) and also of transport infrastructures (roads, rails, airports, harbors), a phenomenon which in the communications of the European Commission now is referred to as “*land take*”.

Land take is accompanied by the loss of natural and fertile soils by sealing, compression or even contamination with pollutants. Whilst during the 19<sup>th</sup> century industrialization and growth of population were the



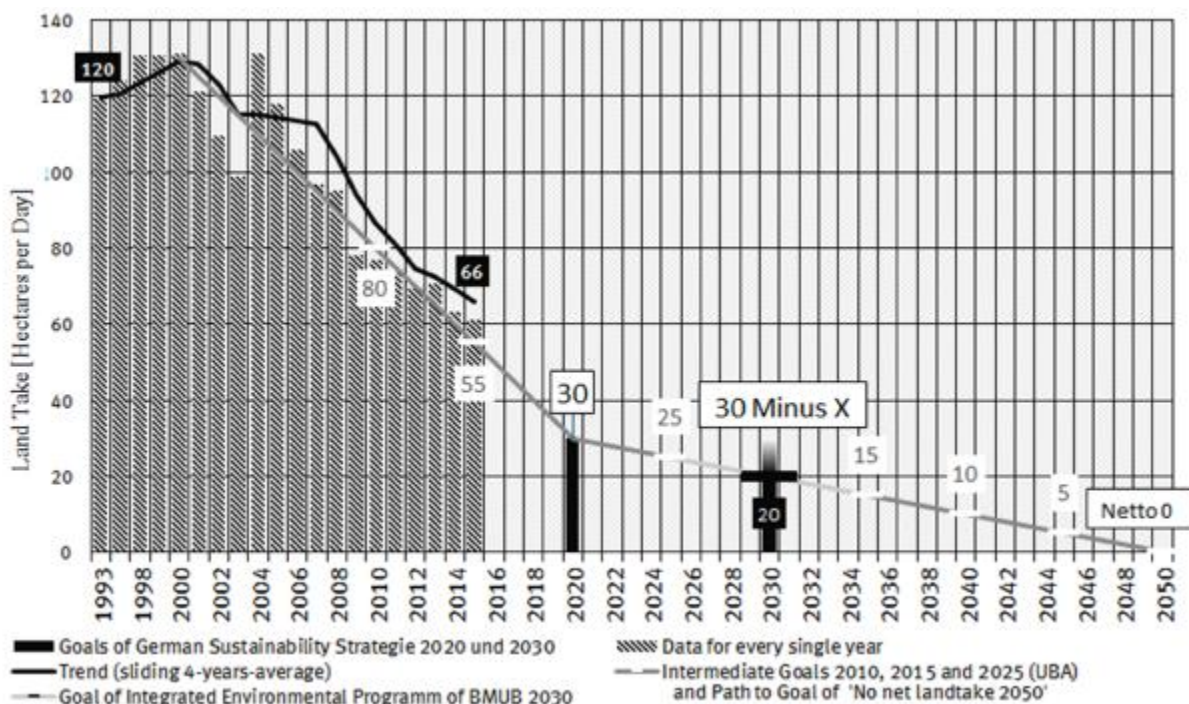
most important drivers of land take, in the second part of the 20<sup>th</sup> century motorization and suburbanization of housing, shopping and other commercial facilities led to further land take though economic and population growth slowed steadily down. In Germany, since the year 2003, overall population development turned from growth to shrinking, though there are still towns or regions where the population grows by migration from other regions or from foreign countries.

From the environmental point of view, continuous land take does not only enchain the loss of natural and fertile soils but also leads to more motorized traffic, noise, air pollution and fuel consumption and also to large material and energy input into buildings and infrastructures for construction, maintenance, heating, illuminating and cooling which is enlarging the global footprint of German economy and lifestyles and also the amount of greenhouse gas emissions caused by German activities.

In the light of shrinking population and slow economic growth, land take is no longer an issue of environment and soil protection only, but also an issue of economic and social policy and of the future development and maintenance of buildings and infrastructures in towns and villages. For excessive land take, which is often also referred to as urban sprawl, leads to high costs of infrastructure per capita, to social segregation and the deflation of house prices and the decay of buildings and infrastructures in the core of villages and towns, which means also the loss of our cultural heritage. That's why land take has become an important issue of sustainable development strategies not only in Germany but also in the European Union.

### SUSTAINABILITY GOALS ON LAND TAKE AND SOIL DEGRADATION

The German Federal Government, in the framework of the “National Sustainability Strategy”[1], established a goal to reduce “land take for settlements and transport infrastructure” from 120 hectares a day in the year 1996 to 30 hectares a day until the year 2020. This goal is intended to increase by factor 4 the resource efficiency of German economy and lifestyles regarding “land take” (Figure 1).



**Figure 1** – Sustainability Goals to reduce Land Take in Germany and in the European Union

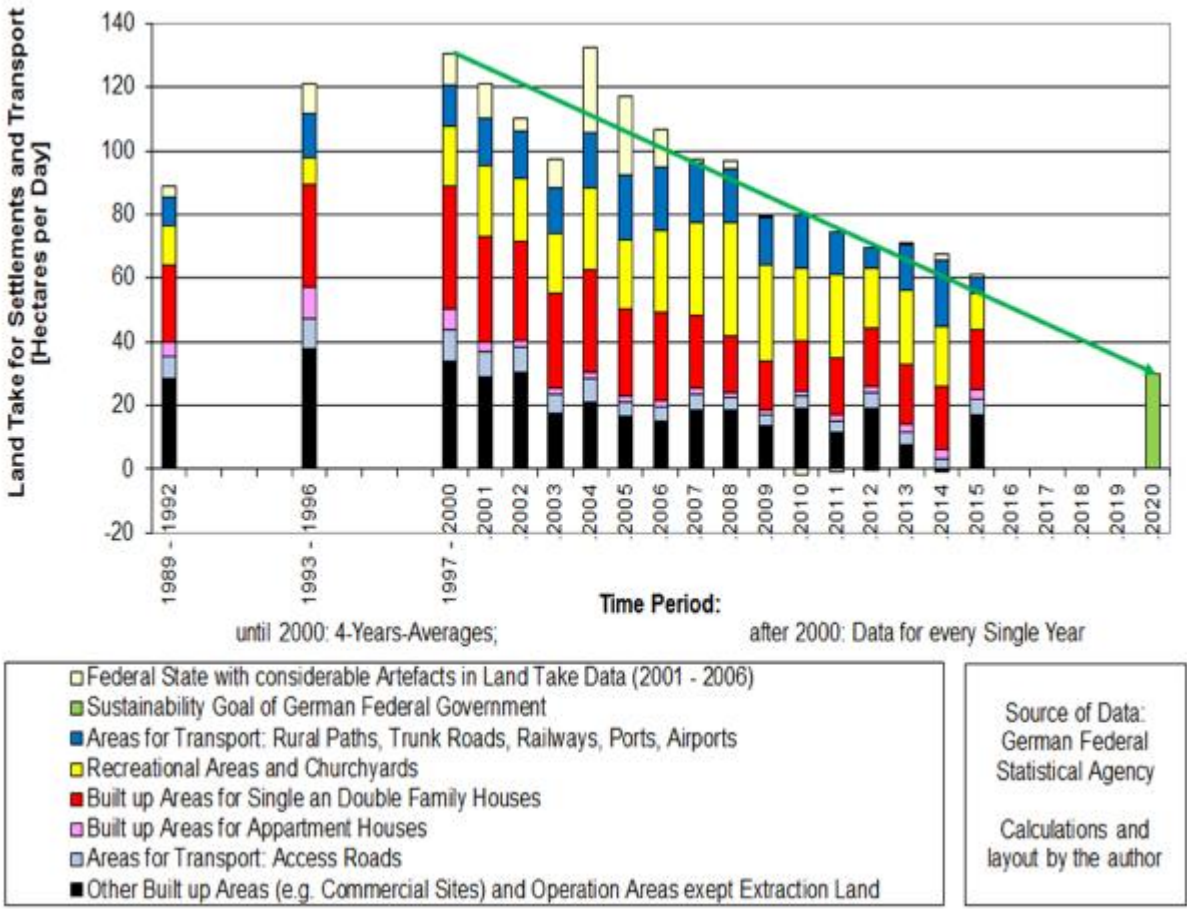
The “30 hectares goal until 2020”, first set up in the year 2002, has been affirmed in several updates of the National Sustainability Strategy, where in the last update[2] in 2016 for the year 2030 a new goal for daily land take of “30 hectares minus X” has been announced. However the number “X”, indicating a tightening of the goal until 2030, has not yet been specified. The “Integrated Environment Program 2030”[3] of the German Ministry of Environment and Construction proposed for the year 2030 a goal of 20 hectares a day (X = 10), which moreover would set a straight path to zero hectares a day in the year



2050. In order to better recognize if development follows the path to the sustainability goals respectively, the German Environment Agency defined some intermediate goals, beginning with the year 2010. A goal of “No Net Land Take” in 2050 has been postulated in the framework of the “Roadmap to a Resource Efficient Europe”[4] by the European Commission. This means that new land take should be compensated by the naturalization of land and soils at the expense of derelict built up sites or of transport infrastructures which are no longer in use. In the framework of the “2030 Agenda of Sustainable Development”[5], the United Nations set goal 15 “Life on Land” which aims also to “... halt and reverse land degradation”. More precisely target 15.3 demands that nations “by 2030, ... strive to achieve a land degradation neutral world”. Again, “land degradation neutrality” signifies, that new land degradation will be compensated by naturalization or improvement of degraded land and soils at other sites. Besides, in the author’s opinion, this goal does not mean that net land degradation in 2030 will already be down to zero but it means that, by 2030, course will be set to achieve a degradation neutral world in near future.

**MONITORING LAND TAKE IN GERMANY**

In Germany, in order to measure “land take”, the land use of each and every site as indicated in the official land registries (cadasters) has been evaluated, in the beginning every four years and from 2000 every year. As land registries have been digitalized during the last two decades, the task of sampling data from the registries has been quite simplified. More challenging now is the task of actualizing land registries, as the staff doing classical “land surveying” on the site meanwhile has been considerably diminished. This led to the situation, that the information on some kinds of land use change did enter land registries several years too late. In order to do really actual monitoring of land use and land use changes, the surveying methods had to be changed with much more emphasis on aerial views.



**Figure 2 – Detailed Results of Monitoring Land Take in Germany by Cadasters and Areal Views**

There is also a strong effort taken in Germany, to put together geographical information from different sources and systems in order to get a united information system on land use and land cover which – with

reduced effort and costs – will serve all possible needs. Thereby it was one important step, to unify the nomenclature of different administrative systems and also the definition of geographical objects. During this process, unfortunately, some statistical artefacts occurred, meaning that due to changes in nomenclature or definition of objects some areas seem to have undergone a change of land use, whilst in reality there has happened no such land use change at all[6].

As a result, the monitoring of “land take” in Germany, that is the transformation of agricultural land or forests into areas for settlements or traffic infrastructures, in some years has been considerably disturbed by alteration of the monitoring methods. Fortunately, as Germany is a federal state which consists of 16 different individual states (Länder), in every year only one or two of the states changed their monitoring system, so that the artefacts could be quite well identified and understood and the influence of artefacts on the monitoring of Germany as a whole could be confined.

The result of this official “land take” monitoring in Germany is presented in Figure 2 in more detail. During the last years, land take slowed down a bit to 60 hectares a day, mostly due to demographic change and reduced demand for new housing but also due to reduced subsidies for the construction of new houses and to a lot of information work trying to convince local governments to stop developing new housing areas and commercial zones. All the same, in 2015, still 19.5 hectares per day are transformed from agricultural land to sites for the construction of 102,713 dwellings in single or double family houses, whilst for the construction of 105,095 dwellings in apartment houses only 3.2 hectares were needed[7, and own calculations]. Land take for the expansion of industrial and commercial sites is also still high with 17.3 hectares a day in 2015, though it has diminished by 50 % since the year 2000. Land take for traffic infrastructure as trunk roads or airports, however, has remained nearly unchanged for many years and hovers in the order of magnitude of 15 hectares a day.



CLC2012 for the region of Dessau-Rosslau, Minimum Unit of Mapping: 25 ha, 10 ha and 1 ha

**Figure 3** – Results of Monitoring Land Use in Germany by CORINE LAND COVER 2012

### MONITORING LAND TAKE IN THE EUROPEAN UNION

In the European Union, land take is observed by CORINE LAND COVER, a campaign managed by the European Environment Agency (EEA) based on remote sensing. The observations started in 1990 and are repeated every six years starting with the year 2000. In the campaign 2012, 39 Countries took part, aside from the members of the European Union also associated members as the Republic of Turkey. At present the preparations for 2018 are running. 28 countries participated in all four campaigns from the beginning. In absolute values, the annual land take in these 28 countries[8] was found 1.140 km<sup>2</sup>/year (1990-2000), 1.020 km<sup>2</sup>/year (2000-2006) and 985 km<sup>2</sup>/year (2006-2012), which means a reduction of land take of 14 % from the period 1990 - 2000 to the period 2006 – 2012.

As to the quality of this monitoring of land use and land take, compared to the method in Germany described above based on cadasters and aerial views, the precision of CORINE LAND COVER is quite reduced, for only bulky structures of a size of more than 25 hectares are registered. Linear structures as roads or railway tracks systematically are neglected. For the detection of land use changes, only areas with a size of more than five hectares are registered, which also means a considerable restriction of sensitivity of this method.

For Germany, a comparison of land take observed by CORINE LAND COVER (2000 – 2006) and the land take reported by the official statistics for this time period showed, that only one third of the “real” land take has been registered by CORINE LAND COVER. All the same, monitoring land use and land take now in 39 European countries with the same method, is an important step to common policies for sustainable land use on international level.

As Figure 3 demonstrates, the method of CORINE LAND COVER can be refined by diminishing the minimum unit of mapping, which gives step by step more detailed information on land use and even linear structures like rivers or motorways become visible. The same is true by for observing land take. So hopefully other European countries will follow in more and more precisely monitoring land take and also starting policies to reduce land take by sustainable land management.

## CONCLUSIONS

1. Land take for settlements and transport infrastructures is an important issue of soil protection and also of sustainable development. Goals to reduce land take and soil degradation have been established on natural, European and even global level.
2. Monitoring of land use and land use change is an indispensable part of preparing policies on sustainable land use. Work is ongoing to observe land take by standard methods in all European countries by CORINE LAND COVER.
3. The level of precision of this monitoring could still be improved in order to detect also minor land take, which in sum lead to considerable deterioration of soil, now still not monitored.

## REFERENCES

- [1]BReg (2002): Perspektiven für Deutschland – Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung. Die Bundesregierung, p. 99;  
[http://www.nachhaltigkeitsrat.de/fileadmin/user\\_upload/dokumente/pdf/Nachhaltigkeitsstrategie\\_komplet\\_t.pdf](http://www.nachhaltigkeitsrat.de/fileadmin/user_upload/dokumente/pdf/Nachhaltigkeitsstrategie_komplet_t.pdf) (Access July 13<sup>th</sup>, 2017).
- [2]BReg (2016a): Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie – Neuauflage 2016. Die Bundesregierung, p. 38;  
[https://www.bundesregierung.de/Content/Infomaterial/BPA/Bestellservice/Deutsche\\_Nachhaltigkeitsstrategie\\_Neuauflage\\_2016.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=7](https://www.bundesregierung.de/Content/Infomaterial/BPA/Bestellservice/Deutsche_Nachhaltigkeitsstrategie_Neuauflage_2016.pdf?__blob=publicationFile&v=7) (Access July 13<sup>th</sup>, 2017).
- [3]BMUB (2016): Den ökologischen Wandel gestalten - Integriertes Umweltprogramm 2030. Bundesministerium für Umwelt, Bauen, Naturschutz und Reaktorsicherheit, p. 82;  
[http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten\\_BMU/Pool/Broschueren/integriertes\\_umweltprogramm\\_2030\\_bf.pdf](http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Broschueren/integriertes_umweltprogramm_2030_bf.pdf) (Access July 13<sup>th</sup>, 2017).
- [4]COM (2011 (571)): Roadmap to a Resource Efficient Europe, Chapter 4.6;  
<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:52011DC0571&from=EN> (Access July 13<sup>th</sup>, 2017).
- [5]UN (2015): Sustainable Development Goal 15. Target 15.3.  
<https://sustainabledevelopment.un.org/sdg15> (Access July 13<sup>th</sup>, 2017).
- [6]Destatis\_a (annual): Bodenfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung. Fachserie 3, Reihe 5.1. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.  
<https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/Flaechennutzung/Bodenflaechennutzung.html> (Access July 14<sup>th</sup>, 2017).
- [7]Destatis\_b (annual): Bautätigkeit, Fachserie 5, Reihe 1. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.  
<https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/Bauen/BautaetigkeitWohnungsbau/BaugenehmigungenBaufertigstellungen.html> (Access July 14<sup>th</sup>, 2017).
- [8]EEA (2017): Land take – indicator assessment.  
<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/land-take-2/assessment-1> (Access September 30<sup>th</sup>, 2017).

**Глава II/21: ПРАКТИКА ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ГЕОИНФОРМАЦИОННЫХ СИСТЕМ ПРИ ПРОВЕДЕНИИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА АГРОЛАНДШАФТОВ**

**Chapter II/2: The Practice of Using Geo-Information Systems for Ecological Monitoring of Agricultural Landscapes**

**Сергей В. Лукин\*, Илья Г. Костин**

DOI 10.25680/1350.2018.59.19.118

\*Эл. Почта: [serg.lukin2010@yandex.ru](mailto:serg.lukin2010@yandex.ru)

Федеральное государственное бюджетное учреждение «Центр агрохимической службы «Белгородский», Россия, 308027, г. Белгород, ул. Щорса, д. 8

**РЕЗЮМЕ.** В успешной работе агропромышленного комплекса важное место уделяется информации, на основе которой принимаются управленческие решения и оцениваются их возможные экологические последствия. Оперативная обработка информации и представление результатов в картографическом виде становятся обязательными условиями эффективности экологически ориентированного территориального управления АПК. Поэтому в ФГБУ «ЦАС «Белгородский» разработана и внедрена геоинформационная система под рабочим названием «GIS Агрохимик Online», которая обеспечивает доступ к базе данных о плодородии почв каждого рабочего участка через сайт <http://www.agrochim31.ru>. Для входа в систему пользователям предоставляется логин и пароль. Использование данного ресурса позволяет пользователям системы всегда иметь удобный доступ к базе данных агрохимической службы, вести электронную книгу истории полей, рассчитывать дозы удобрений, следить за движением транспорта в реальном времени и просматривать GPS треки, формировать различные отчеты.

**Abstract.** In the successful work of the agroindustrial complex, an important place is given to information, on the basis of which management decisions are made and their possible environmental consequences are assessed. Operative processing of information and presentation of results in cartographic form become mandatory conditions for the effectiveness of ecologically oriented territorial management of the agroindustrial complex. Therefore, a geoinformation system under the working title "GIS Agrochemist Online" was developed and implemented by the FSDI «Agrochemical Service Center «Belgorodsky», which provides access to the database on soil fertility of each working site through the site <http://www.agrochim31.ru>. To enter the system, users are given a login and password. Using this resource allows users of the system to always have easy access to the database of the agrochemical service, maintain an electronic field history book, calculate fertilizer doses, track traffic movements in real time and view GPS tracks, generate various reports.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** агроландшафт, агропромышленный комплекс, агрохимическая служба, земледелие, геоинформационная система, мониторинг, почва.

**Keywords:** agrolandscape, agroindustrial complex, agrochemical service, agriculture, geo-information system, monitoring, soil.

### **ВВЕДЕНИЕ**

В успешной работе агропромышленного комплекса (АПК) важное место уделяется информации, на основе которой принимаются управленческие решения и оцениваются их возможные экологические последствия. Поэтому оперативная обработка информации и представление результатов в картографическом виде становятся обязательными условиями эффективности экологически ориентированного территориального управления АПК от федерального, регионального и муниципального уровней до уровня конкретного сельхозпроизводителя [1]. Это относится к разным отраслям АПК и особенно к земледелию, основным ресурсом которого служит земля.

Поскольку практически все сведения о почвенных ресурсах сельского хозяйства имеют пространственную привязку, очевидно, что в качестве базовой технологии лучше всего использовать геоинформационные системы (ГИС). В их создании заинтересованы как производители сельхозпродукции, так и органы исполнительной власти. С одной стороны, оперативные и детальные сведения о состоянии почв позволяют эффективно планировать мероприятия по повышению их плодородия в рамках внедрения адаптивно-ландшафтных систем земледелия. С другой стороны, это будет и объективным источником информации для принятия решений представителями органов



управления АПК. На федеральном и областном уровне освоение ГИС позволит эффективно решать такие задачи, как выработка аграрной политики, прогнозирование валового сбора различных культур, контроль целевого использования земель и мероприятий по повышению их плодородия, общий контроль информации, поступающей с мест. На уровне отдельного хозяйства или их группы геоинформационные системы будут востребованы при проектировании и освоении адаптивно-ландшафтных систем земледелия и так называемого точного земледелия (precision agriculture), ведении электронной книги истории полей, контроля движения транспортных средств и др. [2].

Цель наших исследований – на примере опыта работы ФГБУ «ЦАС «Белгородский» оценить возможности и перспективы использования геоинформационных систем при проведении агрохимической службой агроэкологического мониторинга.

### **УСЛОВИЯ, МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ**

В ФГБУ «ЦАС «Белгородский» в 2017 г. разработана и внедрена геоинформационная система под рабочим названием «GIS Агрохимик Online», которая обеспечивает доступ к базе данных агрохимической службы через сайт <http://www.agrochim31.ru>. ГИС создана на основе электронной базы агрохимических данных (в формате SQL), которая содержит информацию по показателям плодородия почвы в разрезе каждого рабочего участка пашни. Пространственной основой ГИС послужили векторизованные планы внутрихозяйственного землеустройства, уточненные по космическим снимкам (Google, Yandex). Картографические материалы регулярно уточняются специалистами с использованием программного обеспечения ArcGIS при проведении сплошного агрохимического обследования почв.

ГИС функционирует как сайт, который управляется Internet Information Server. Для работы системы на сервере необходимо следующее программное обеспечение:

1. ОС Windows Server 2016 Standard.
2. SQL Server 2016 Standard.
3. IIS 7 или более поздние версии.
4. Microsoft .NET Framework 4.
5. Microsoft Report Viewer 2012.

Минимальным системным требованием для работы ГИС и необходимых системных приложений является наличие:

1. Intel Xeon E31220 или аналога от AMD с частотой более 2.4 ГГц.
2. 16 ГБ оперативной памяти.
3. 80 ГБ HDD или SSD.
4. Ethernet для подключения к сети интернет.

Данная система не требует установки на персональный компьютер и не несёт большую нагрузку на пользовательскую систему. Для её работы необходим лишь интернет, подойдёт даже модемный 3G. Для удобства работы в системе желательно использовать монитор с разрешением Full HD (1920\*1080 пикселей), но можно и с меньшим. Для работы используется любой интернет браузер, но предпочтительно Mozilla Firefox, Google Chrome.

### **РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ**

Для входа в систему пользователям предоставляется логин и пароль. Специалисты хозяйств могут использовать информацию только по конкретному предприятию, в котором они работают, представители районных администраций – по конкретному району. Для уполномоченных сотрудников правительства Белгородской области и Министерства сельского хозяйства РФ открыт доступ ко всей имеющейся информации о землепользователях в области.

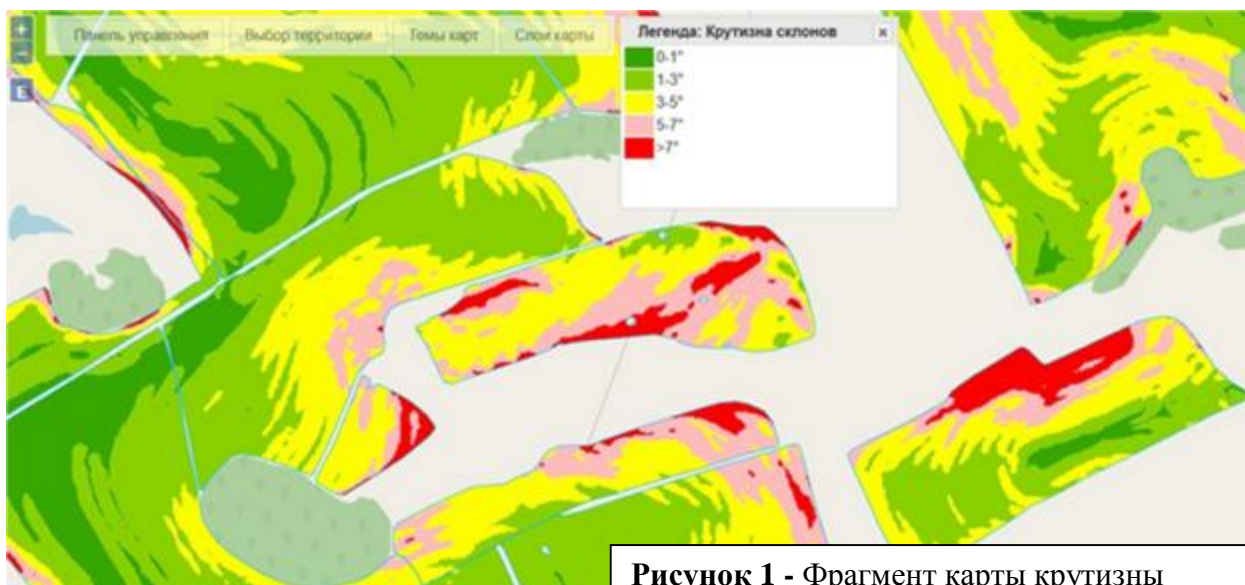
В ГИС по каждому административному району размещена информация о количестве землепользователей и занимаемой ими площади сельхозугодий, изображены границы земельных участков. На карте внутрихозяйственного землеустройства конкретного предприятия для каждого рабочего участка открыт доступ к следующим сведениям: год последнего агрохимического обследования, номер и площадь рабочего участка, содержание органического вещества, подвижных форм фосфора, калия, азота, цинка, меди, марганца, кобальта, степени кислотности, гидrolитической кислотности и др. В табличном виде пользователи могут получить информацию о динамике измене-

ния показателей плодородия почв по циклам агрохимического обследования для каждого рабочего участка, для группы участков или всего хозяйства.

Пользователи системы могут просматривать тематические картограммы, которые строятся динамически по материалам из базы данных. По данным агрохимического обследования можно просматривать и распечатывать картограммы кислотности почв, содержания органического вещества, подвижных форм макро- и микроэлементов.

По данным почвенно-эрозионного обследования пользователям доступны почвенная карта, карты эрозии и типизации земель. Кроме того, осуществляется доступ к картам крутизны и экспозиции склонов, которые используются для проектирования адаптивно-ландшафтных систем земледелия (рис. 1) [3]. На почвенной карте условными обозначениями отображаются точки, в которых размещались почвенные разрезы, поляемы и прикопки. Для каждого из этих объектов размещена информация о гранулометрическом и химическом составе почвенных горизонтов (рис. 2).

В данной ГИС по умолчанию используется подложка Open Street Map, но есть возможность изменять её на спутниковую или гибридную Bing. Также возможно включить отображение кадастровой карты. Для оптимизации применения органических удобрений агрономы могут использовать карту, на которой нанесены все объекты животноводства, включая навозохранилища. Для каждого животноводческого комплекса доступно его краткое описание и протоколы качества получаемых органических удобрений (рис. 3). При открытии конкретного протокола есть возможность экспортировать его в форматы PDF, Word, Excel.



**Рисунок 1 - Фрагмент карты крутизны**

В данной ГИС есть возможность размещать материалы из проекта адаптивно-ландшафтной системы земледелия и охраны почв, который на территории Белгородской области является обязательным нормативным документом для землепользователей. В первую очередь это касается комплекса противоэрозионных мероприятий: дифференцированное размещение севооборотов в зависимости от почвенно-ландшафтных условий местности, размещение водорегулирующих лесополос и водотоков, а также участков сильноэродированных почв, отводимых под консервацию.

Для пользователей системы предусмотрена возможность ведения электронной книги истории полей, по которой отслеживается реализация проекта адаптивно-ландшафтной системы земледелия и охраны почв [3]. Данная функция позволяет агрономам для каждого рабочего участка вводить и накапливать в архиве информацию о сортах высеваемых культур, системах обработки почвы, удобрения и защиты растений, урожайности культур и т.д. При введении соответствующей информации в книгу истории полей представляется возможность формирования разнообразных отчетов, например, по структуре посевных площадей или по урожайности (рис. 4).



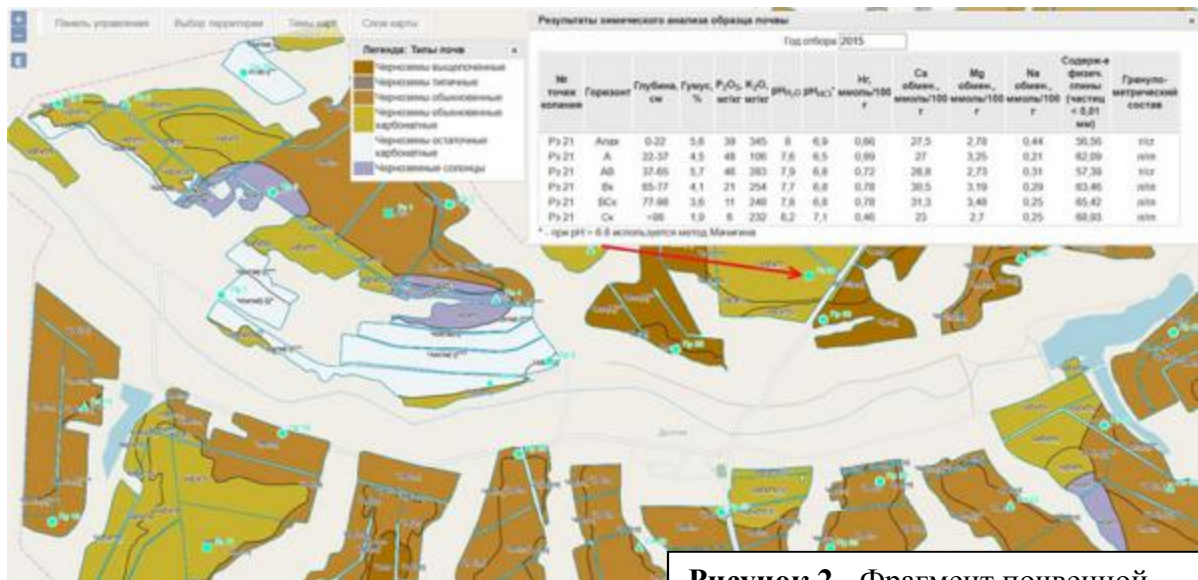


Рисунок 2 - Фрагмент почвенной



Рисунок 3 - Фрагмент кадастровой карты и карты размещения объектов животноводства

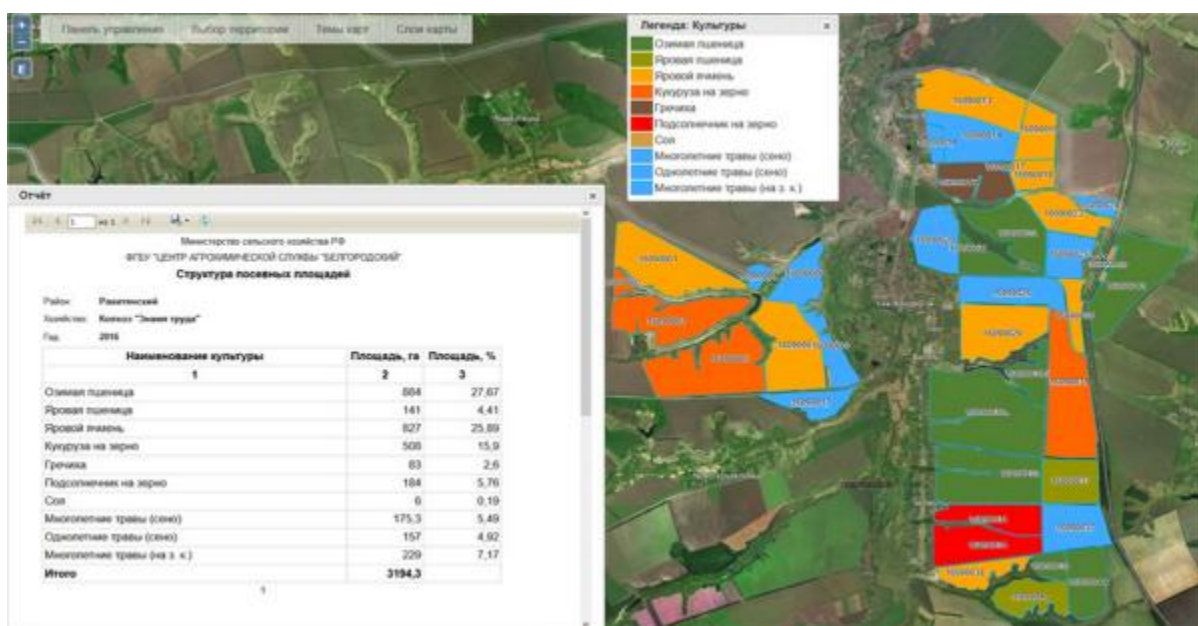


Рисунок 4 - Отчёт по структуре посевных площадей животноводства

Также имеются дополнительные модули геодезических измерений расстояния и площади, расчёта доз удобрений. Для расчета годовых доз удобрений используется достаточно сложный алгоритм, учитывающий не только вынос элементов питания с планируемой урожайностью сельскохозяйственной культуры, но и биологические особенности предшественника, обеспеченность почв элементами питания, гранулометрический состав почвы, степень эродированности и др. [4].

Система снабжена функцией, которая позволяет следить за движением транспортных средств в реальном времени и просматривать GPS треки.

## **ЗАКЛЮЧЕНИЕ**

Использование ресурса «GIS Агрохимик Online» позволяет пользователям системы:

1. Всегда иметь удобный доступ к базе данных агрохимической службы.
2. Вести электронную книгу истории полей.
3. Рассчитывать дозы удобрений.
4. Следить за движением транспорта в реальном времени и просматривать GPS треки.
5. Формировать различные отчеты.

## **ЛИТЕРАТУРА**

[1] Васильев П.В., Петин А.Н., Яницкий Е.Б. Геоинформатика в недропользовании. – Белгород: изд-во БелГУ, 2008. 232 с.

[2] Чекмарёв П.А., Лукин С.В. Использование геоинформационных систем при проведении мониторинга плодородия почв // Достижения науки и техники АПК. – 2013. №1. С. 3-5.

[3] Кирюшин В.И., Иванов А.Л., Буланова М.В. и др. Агроэкологическая оценка земель, проектирование адаптивно-ландшафтных систем земледелия и агротехнологий. – М.: ФГНУ «Росинформагротех», 2005. 784 с.

[4] Иванов А.Л. и др. Рекомендации по проектированию интегрированного применения средств химизации в ресурсосберегающих технологиях адаптивно-ландшафтного земледелия: инструктивно-методическое издание. – М.: «Росинформагротех», 2010. 464 с.

## **Глава П/22: ПОЛУЧЕНИЕ УЛУЧШЕННОЙ ОЦЕНКИ ЗАПАСОВ ПОЧВЕННОГО УГЛЕРОДА В ТУНДРЕ И ЛЕСОТУНДРЕ СЕВЕРО-ВОСТОКА ЕВРОПЕЙСКОЙ РОССИИ**

### **Chapter П/22: Obtaining Enhanced Estimates of Soil Organic Carbon in Tundra and Forest Tundra for North-East of European Russia**

**Петр А. Шарый\*1; Лариса С. Шарая2; Александр В. Пастухов3; Дмитрий А. Каверин3**

DOI 10.25680/4403.2018.37.72.119

\*Эл. Почта: [p\\_shary@mail.ru](mailto:p_shary@mail.ru)

1. Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН, ул. Институтская д.2 142290 г. Пущино Московской области, Россия

2. Институт экологии Волжского бассейна РАН, ул. Комзина д.10, 445003 г. Тольятти Самарской области, Россия

3. Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, ул. Коммунистическая д.28, 167982, г. Сыктывкар, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Оценка почвенного органического углерода (SOC) на участке 11 800 км<sup>2</sup> тундры и лесотундры в бассейне р. Усы проведена с помощью регрессии, учитывающей как роль таксонов почв, так и влияние климата и рельефа. Модель объясняет 84% пространственной изменчивости SOC. Найдены отрицательные связи SOC с осадками июня, а также с высотой, обсуждаются причины этого. Рассчитана карта SOC разрешения 300 м. Рассчитана также карта SOC при использовании не меняющихся в пространстве «эталонных» значений – средних по точкам наблюдения для таксонов почв. Среднее SOC по модели составило 21.6 кгС/м<sup>2</sup>, а по модели с «эталонами» – 32.0 кгС/м<sup>2</sup>. Показано, что средние отклонения SOC от «эталонных» значений, обусловленные влиянием климата и рельефа, составляют 5.85 кгС/м<sup>2</sup>. Учет климата и рельефа в дополнение к таксонам почв дает более корректную оценку SOC в сравнении с использованием только «эталонных» значений для таксонов почв.

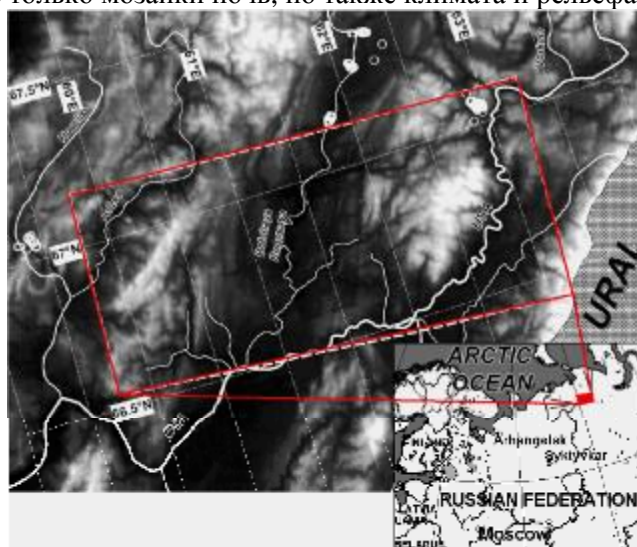
**Abstract.** Evaluation of soil organic carbon (SOC) in a study area 11 800 km<sup>2</sup> of tundra and forest-tundra in the Usa River basin was carried out using regression with soil taxa, climate, and topography. The model explained 84% of variance in SOC. Negative relations were found between SOC and June precipitation, as well as elevation; causes of these relations are discussed. Based on the model, a map of SOC was calculated at resolution of 300 m. Also, a map of SOC was calculated using spatially uniform “reference” values that are averages of observation points for each soil type. An average of SOC by the model is 21.6 kgC/m<sup>2</sup>, while it is 32.0 kgC/m<sup>2</sup> when the “reference” values are used. It is shown that average deviations of SOC from corrected “reference” values, which reflect climate and topography, are 5.85 kgC/m<sup>2</sup>. When climate and topography are taken into account in addition to soil types, this provides more correct evaluation of SOC than frequently used “reference” values for soil types. It is shown that the distinctions are not small.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** пространственная изменчивость, регрессионная модель, южная тундра, торфяники

**Keywords:** spatial variability, regression model, south tundra, peatlands

## ВВЕДЕНИЕ

Оценки запасов почвенного органического углерода (SOC) Арктики России расходятся у разных авторов в 2–3 раза. Причиной этого может быть то, что оценки SOC получают простой экстраполяцией ограниченного числа полевых данных на большие площади без учета рельефа и климата. Для протяженных местностей тепловой режим и растительность тундры меняются, а с ними вместе могут изменяться и «эталонные» запасы SOC для данного типа почв. Поэтому для получения более корректной оценки запасов SOC следует, наряду с таксонами почв, нельзя не учитывать характеристики рельефа и климата. В представленной работе изучаются запасы SOC на участке площадью 11.8 тыс. км<sup>2</sup> южной тундры и лесотундры, расположенном на северо-востоке России, в бассейне р. Уса, Рис.1. Для южной тундры этого участка получена оценка запасов SOC 14.1 кгC/m<sup>2</sup>, а для лесотундры 31.1 кгC/m<sup>2</sup> [1]. В другом исследовании [2] для того же региона получена оценка запасов SOC 38.3 кгC/m<sup>2</sup> с примерно равными оценками для южной тундры и лесотундры. Расхождение между этими оценками существенно, особенно для южной тундры – в 2.7 раза. Целью работы является получение улучшенной оценки пространственного распределения запасов SOC на основе учета не только мозаики почв, но также климата и рельефа в бассейне р. Уса.



**Рисунок 1.** Расположение участка исследования

Для учета климата использовалась база данных WorldClim [3], данные о высоте земной поверхности взяты из матриц GMTED2010 [4], рассчитанные по этим матрицам характеристики рельефа описаны в [5]. Данные о запасах SOC в почвах были собраны со 110 точек наблюдения, для каждой координаты определялись GPS-приемником. Образцы почв отбирались по проекту CarboNORTH из слоя 0–1 м для минеральных почв и на всю глубину для торфяников, включая дополнительные 30 см минеральных почв ниже торфа, поскольку под торфом запасы SOC увеличе-



ны [6]. Эти запасы SOC характеризуют как полные [6], так как SOC в минеральных почвах тундры падает с глубиной наиболее быстро среди всех биомов мира, так что запасы SOC в слое 1–3 м минеральных почв составляют лишь 27% от запасов SOC в верхнем метре [7]. Подробности обора и анализа образцов почв описаны в [6].

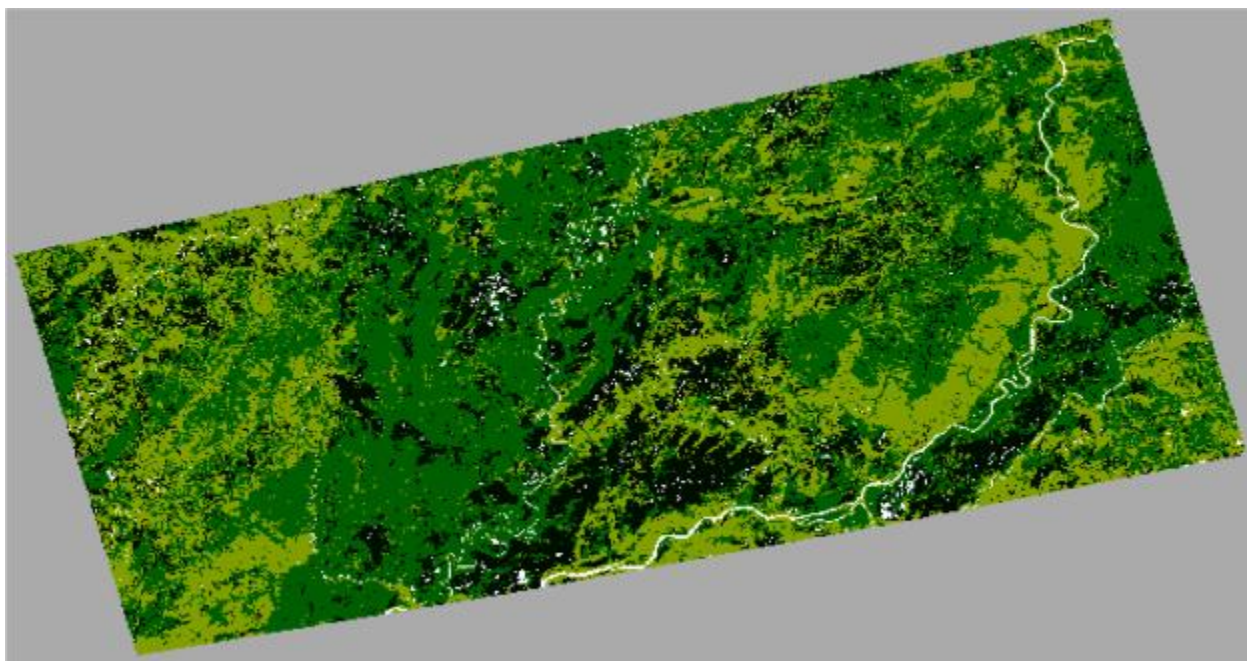
## РЕЗУЛЬТАТЫ

Карта трех таксонов почв: 1 – органических (торфяников), 2 – минеральных маломощных автоморфных (до 10 см), 3 – минеральных гидроморфных (10–40 см) была получена с использованием спутниковых изображений Landsat ETM+ (разрешения 15 м) и QuickBird (2.4 м) с помощью метода контролируемой классификации в программе ERDAS IMAGINE 9.0, как описано в [6], со следующими изменениями. Информация от четырех каналов изображений (красный, синий, зеленый и инфракрасный) плюс данные точек наблюдения достаточна для получения карт классов наземной растительности, но недостаточна для получения карты этих трех таксонов почв. Если торфяники (мощностью до 4.3 м) практически однозначно идентифицируются по классам наземного покрова, то для разделения минеральных почв на автоморфные и гидроморфные одной растительности недостаточно. Поэтому дополнительно привлекались почвенная карта (М 1:1 млн.), геокриологическая карта (М 1:2.5 млн.), топографические карты, а при неясностях – полевые наблюдения в ~350 точках; полученная карта таксонов почв, показана на Рис.2.

Хотя эти таксоны не являются типами почв (кроме торфяников) и не входят в какую-либо почвенную классификацию, они удобны для целей исследования, так как связаны с мощностью гумуса. В точках наблюдения запасы SOC менялись от 5.8 до 188.7 кгС/м<sup>2</sup> при среднем 39.9 кгС/м<sup>2</sup>. Для описания трех таксонов почв использовались две индикаторные переменные, Табл.1.

**Таблица 1.** Индикаторы  $I_1$  и  $I_2$  таксонов почв и описательные статистики. CV есть коэффициент вариации.

| $I_1$ | $I_2$ | Таксоны почв                              | Среднее SOC, кгС/м <sup>2</sup> | CV, % |
|-------|-------|---|---------------------------------|-------|
| 1     | 1     | Гидроморфные почвы (0.1–0.4 м) – 43 точки | 20.3                            | 66.9  |
| 2     | 1     | Торфяники (до 4.3 м) – 35 точек           | 89.0                            | 49.1  |
| 1     | 2     | Автоморфные почвы (до 0.1 м) – 32 точки   | 12.5                            | 30.1  |



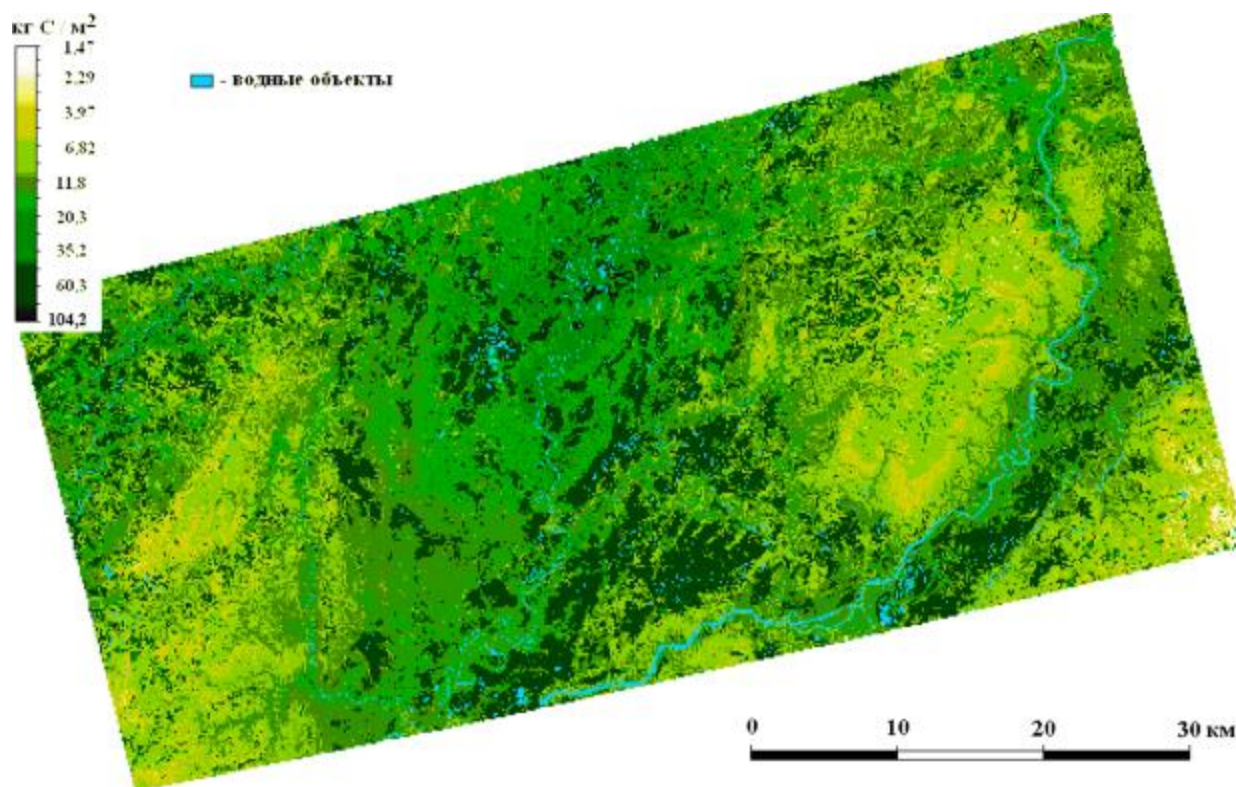
**Рисунок 2.** Карта трех таксонов почв. Черный – торфяники (средние запасы SOC 89.0 кгС/м<sup>2</sup>), темно-зеленый – маломощные гидроморфные почвы (20.3 кгС/м<sup>2</sup>), светло-зеленый – маломощные автоморфные почвы (12.5 кгС/м<sup>2</sup>). Показанные белым водные объекты при расчетах исключались из рассмотрения.

С учетом этого, найденное уравнение множественной регрессии таково:

$$\ln(\text{SOC}) = 0.02626I_1 \times P_{\text{июл}} - 0.1617 \times P_{\text{июн}} - 0.003690I_2 Z + 0.04225I_2 \times \text{rot}^T + 8.487, \\ R^2 = 0.840, P < 10^{-6}. (1)$$

Отсюда 84% пространственной изменчивости SOC объясняется таксонами почв, климатом (осадками июня  $P_{\text{июн}}$  и июля  $P_{\text{июл}}$ ) и рельефом (высотой  $Z$  и характеризующим расчлененность рельефа ротором  $\text{rot}$  [5]); все предикторы значимы в модели. Полученная по этой модели карта SOC показана на Рис.3.

Главное в уравнении (1) – отрицательная связь SOC с осадками июня  $P_{\text{июн}}$ , второй предиктор. Первый предиктор  $I_1 P_{\text{июл}}$  со знаком плюс вносит поправку на снижение SOC, определяемое для всех почв осадками июня  $P_{\text{июн}}$ , поскольку такое снижение для торфяников заметно меньше, чем для других почв. Третий предиктор  $I_2 Z$  описывает изменение запасов SOC минеральных автоморфных почв с ростом высоты  $Z$ . Для автоморфных почв парная отрицательная корреляция между запасами SOC и высотой характеризуется значимым коэффициентом детерминации  $R^2 = 0.52$  и при изменении высоты всего на 58 м запасы SOC изменяются на 36% от среднего для этого таксона почв. Четвертый предиктор  $I_2 \text{rot}$  описывает некоторое возрастание запасов SOC автоморфных почв в участках местности с заметно расчлененным (изрезанным) рельефом. Сравнение карт Рис.2 и Рис.3 показывает, что запасы SOC в каждом таксоне почв не постоянны в пространстве, но меняются под воздействием климата и рельефа.



**Рисунок 3.** Карта запасов SOC, рассчитанная по модели (1).

Среднее значение запасов SOC с учетом климата и рельефа (Рис3) составляет 21.6 кгС/м<sup>2</sup>. В менее корректном подходе, без учета климата и рельефа (по Рис.2 и «эталонным» средним Табл.1), среднее запасы SOC равно 32.0 кгС/м<sup>2</sup>, то есть в полтора раза больше. Различие этих оценок обусловлено прежде всего тем, что в первой из них (21.6 кгС/м<sup>2</sup>) учтено изменение значений SOC в пределах таксонов почв, а вторая (32.0 кгС/м<sup>2</sup>) пренебрегает этими изменениями, приводя к менее корректной оценке.

О. Честных с соавт. [5] получили оценки среднего запаса SOC 14.1 кгС/м<sup>2</sup> для южной тундры Восточно-Европейской ландшафтной провинции и 31.1 кгС/м<sup>2</sup> для лесотундры. Принимая, что северная половина участка «Уса» занята южной тундрой, а южная – лесотундрой, находим отсюда

оценку запасов SOC как среднее этих двух значений, то есть 22.6 кгС/м<sup>2</sup>. Это близко к нашей оценке 21.6 кгС/м<sup>2</sup>. Оценка работы [2], 38.3 кгС/м<sup>2</sup>, почти в два раза больше и поскольку «эталонные» запасы в ней предполагались постоянными, она примерно в 2 раза завышена для участка «Уса».

Анализ карты Рис.3 позволяет ввести также скорректированные на учет климата и рельефа значения «эталонных» запасов SOC, которые в 1.34, 1.48 и 1.51 больше представленных в Табл.1 значений для автоморфных, гидроморфных почв и торфяников, соответственно.

Полученные на изучаемом участке и других участках «эталонные» значения применялись также для глобальных оценок [8] в том же предположении о постоянстве этих «эталонов». В связи с подобными расхождениями в оценках запасов SOC, в работе [9] отмечено, что современные оценки глобальных запасов SOC – лишь начало разговора о будущих точных оценках. Предложенный здесь подход открывает новые возможности для более точных оценок.

## **ЗАКЛЮЧЕНИЕ**

1. Получены оценки запасов почвенного органического углерода и рассчитана их подробная карта для лесотундры и тундры на основе учета изменения климата и рельефа на изученном участке.
2. Показано, что принятие «эталонных» запасов углерода для таксонов почв как постоянных для всего ареала данного таксона на протяженных территориях ведет к завышенной в полтора раза оценке запасов SOC.
3. Целесообразно использовать методы оценки запасов SOC на протяженных участках с учетом изменения климата и рельефа.
4. У метода есть потенциал для более корректной оценки запасов SOC и его детального картографирования.

## **ЛИТЕРАТУРА**

- [1]Честных О.В., Замолотчиков Д.Г., Карелин Д.В., 1999. Запасы органического углерода в почвах тундровых и лесотундровых экосистем России. Экология 6: 426-432.
- [2]Hugelius G., Kuhry P., 2009. Landscape partitioning and environmental gradient analyses of soil organic carbon in a permafrost environment. *Global Biogeochemical Cycles* 23: GB3006.
- [3]Hijmans R.J., Cameron S.E., Parra J.L., Jones P.J., Jarvis A., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965-1978.
- [4]Danielson J.J., Gesch D.B., 2011. Global multi-resolution terrain elevation data 2010 (GMTED2010). U.S. Geological Survey Open-File Report 2011–1073, 2011. 26 p.
- [5]Shary P.A., Sharaya L.S., Mitusov A.V., 2002. Fundamental quantitative methods of land surface analysis. *Geoderma* 107: 1-32.
- [6]Hugelius G., Virtanen T., Kaverin D., Pastukhov A., Rivkin F., Marchenko S., Romanovsky V., Kuhry P., 2011. High-resolution mapping of ecosystem carbon storage and potential effects of permafrost thaw in periglacial terrain, European Russian Arctic. *Journal of Geophysical Research* 116: G03024.
- [7]Jobbágy E.G., Jackson R.B., 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10: 423-436.
- [8]Tarnocai C., Canadell J.G., Schuur E.A.G., Kuhry P., Mazhitova G., Zimov S., 2009. Soil organic carbon stocks in the northern circumpolar permafrost region. *Global Biogeochemical Cycles* 23: GB2023.
- [9]Davidson E.A., Janssens I.A., 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature* 440: 165-173.



**Глава II/23: ТРЕНДЫ ГУМУСНОГО СОСТОЯНИЯ ЗАЛЕЖНЫХ АГРОПОЧВ СЕЛЬСКО-ХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЛАНДШАФТОВ КРАСНОЯРСКОГО КРАЯ**  
**Chapter II/23: Trends of the Humus Status of Set-Aside Soils in Agricultural Landscapes of the Krasnoyarsk Region**

**Александр А. Шпедт\*<sup>1,2</sup>; Юрий Н. Трубников<sup>1</sup>**

DOI 10.25680/5875.2018.40.67.120

\*Эл. Почта: [shpedtaleksandr@rambler.ru](mailto:shpedtaleksandr@rambler.ru)

1. Красноярский научно-исследовательский институт сельского хозяйства ФИЦ КНЦ СО РАН, пр. Свободный 66, 660041 Красноярск, Россия

2. Сибирский федеральный университет, пр. Свободный 79, 660041 Красноярск, Россия

**РЕЗЮМЕ.** В Красноярском крае не используется 1,14 млн га ранее распаханых земель, которые фактически являются разновозрастными залежами. В качестве индикатора трансформации почвенного плодородия залежных земель выбрано гумусное состояние почв, как наиболее информативная и широко используемая характеристика, определяющая плодородие и положительно влияющая на другие свойства почвы. Показаны тренд и изменения содержания гумусовых веществ в агропочвах под залежами. Установлены математические зависимости между количеством гумуса, подвижных гумусовых веществ в агропочвах залежей разного возраста и климатом. Предложены математические модели, отражающие скорость накопления гумусовых соединений в агропочвах под влиянием залежи. Используя модели, можно оперативно выявить сельскохозяйственные районы, где произошло наиболее полное восстановление почвенного плодородия, что позволит существенно сократить затраты на ведение агрохимического мониторинга и эффективно использовать земельные ресурсы.

**Abstract.** In the Krasnoyarsk Region, 1.14 million hectares of previously ploughed land are not being used, which are in fact uneven-aged set-aside lands (idle lands). As an indicator of the transformation of soil fertility in set-aside lands, the humus state of soils has been selected as the most informative and widely used characteristic that determines soil fertility and influences other soil properties positively. The trends of humus substances content in agrosols of idle lands are discussed. Mathematical relationships between the amount of humus, mobile humic substances in agrosols of idle lands of different ages and climate have been established. Mathematical models that reflect the rate of accumulation of humus compounds in agrosols under idle lands are proposed. The models may be used to identify the farmlands where the most complete restoration of soil fertility has occurred, quickly. That may enable reducing the costs for agrochemical monitoring and efficiently using the land resources.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** почва, залежь, гумус, подвижные гумусовые вещества, математическая модель, мониторинг гумусного состояния почв.

**Keywords:** soil, set-aside land, humus, mobile humus substances, mathematical model, monitoring of humus status of soils.

### **ВВЕДЕНИЕ**

Площадь земель, выведенных из сельскохозяйственного пользования, в Российской Федерации к 2014 г. достигла 35 млн га [1]. По данным Управления Росреестра по Красноярскому краю площадь сельхозугодий в регионе составляет 4921,7 тыс. га, в том числе пашня 2966,2 тыс. га; залежь – 125,5; сенокосы – 669,2; пастбища – 1145,7 тыс. га. Не используются 1136,6 тыс. га ранее распаханых земель [2], которые, по нашему мнению, фактически можно считать разновозрастными залежами (Рисунок 1-3). Наибольшие площади выведенных из оборота земель расположены в северной лесостепной (40-60 % от ранее распаханых земель) и особенно в подтаёжной (60-90 %) зоне региона. Часть из них зарастает, преимущественно злаковым разнотравьем, часть – лесом. Значительные площади уже покрыты 10-20-и летним древостоем и для их восстановления требуется уже коренная мелиорация. В программе технологической модернизации земледелия России крупным резервом увеличения производства зерна считается освоение неиспользуемых земель [3], поэтому данная работа посвящена оценке скорости восстановления гумусного состояния почв залежных земель Красноярского края.

В перспективе, в регионе планируется ввести в пашню 454 тыс. га залежных земель [4]. Увеличение площади пашни должно произойти, главным образом, в лесостепной зоне (344 тыс. га), в

частности в Красноярском (115 тыс. га), Чулымо-Енисейском (98 тыс. га) и Канском (65 тыс. га) природных округах, где сосредоточены наибольшие площади залежных земель. В степной зоне планируется ввести в оборот 67 тыс. га, в тайге эта величина существенно меньше, всего 40 тыс. га.



**Рисунок 1** – Залежь 5-ти лет, заросшая пыреем ползучим (Боготольский район Красноярского края, 2016 г.)



**Рисунок 2** – Залежь 10-ти лет, зарастающая березой повислой (Ачинский район Красноярского края, 2016 г.)

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Изучение влияния разновозрастных залежей на гумусное состояние почв проводилось в 2005-2010 гг. в ряде административных районов Красноярского края (Таблица 1). Применялись полевые, аналитические методы и сравнительный анализ ряда аналогичных агропочв залежных и распаханых участков. Схемы опытов включали два варианта: 1 – пашня; 2 – разновозрастная (5-20 лет) залежь. Для нивелирования пестроты почвенного плодородия, каждый вариант характеризовался десятью смешанными почвенными образцами. Образцы отбирали на глубину 0-25 см при помощи агрохимического бура. Каждый смешанный образец состоял из 10-15 единичных проб. Подготовка почвенных образцов заключалась в высушивании, измельчении и просеивании через сито 1 мм. Содержание гумуса определяли по методу И.В. Тюрина. Для извлечения подвижной части гумуса использовали 0,1 н. раствор щелочи ( $C_{0,1n.NaOH}$ ), при соотношении почвы и реактива 1:20. Для изучения качества подвижных гумусовых веществ (ПГВ) определяли отношение углерода гуминовых кислот и фульвокислот (Сгк:Сфк). Гуминовые кислоты осаждали серной кислотой, а содержание фульвокислот рассчитывалось по разности общего количества гумусовых веществ в 0,1 н. NaOH-вытяжке и гуминовых кислот. Прописи методик изложены в научных руководствах [5]. Наименования почв даны в соответствии с Классификацией почв России [6].



**Рисунок 3** – Залежь 15-ти лет, зарастающая сосной обыкновенной (Емельяновский район Красноярского края, 2016 г.)

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Наиболее значимые положительные тренды содержания гумусовых веществ фиксировались в Минусинском районе на агрочерноземах. Здесь, на протяжении 5-14 лет, под влиянием залежи накапливалось 0,090-0,276% С гумуса и 12,6-56,3 мг С/100 г почвы ПГВ в год. Во всех других районах, где условия тепло- и влагообеспеченности более суровые, положительные тренды выражены слабее. Средняя скорость накопления углерода гумуса под влиянием залежи составляет 0,072%, или  $\approx$  0,12% гумуса в год, а ПГВ – 13,9 мг С/100 г почвы.

Для залежных почв России, согласно данным [5], в зависимости от методики расчетов, содержание органического углерода с 1990 по 2004 гг. в слое 0-20 см увеличилось на 1,6-5,8%, что соответствует 0,11-0,39% углерода в год. По другим данным [6], полученным на черноземах юга России, ежегодная скорость восстановления органического вещества почв в слое 0-15 см, в первые 10 лет составляла 0,025% углерода, в последующие 10 лет – 0,005%, а в течение следующих 56 лет – 0,001%. Учитывая большой разброс научных данных по данному вопросу и огромное варьирование значений содержания органического углерода почвы, от 0,025 до 0,39% в год, полученное в наших исследованиях значение, соответствующее 0,072% С в год, вполне сопоставимо с результатами других исследователей.

Достаточно сложно проследить закономерности изменения отношений углерода гуминовых и фульвокислот ПГВ. Полагаем, что при высокой интенсивности разложения органических материалов, поступающих в почву залежей, как правило, в больших количествах, фракционный состав вновь образованных гумусовых соединений нестабилен, а направление трансформации новообразованных гумусовых веществ определяется гидротермическим режимом почв, складывающимся в залежный период. Полученные данные, за некоторым исключением, позволяют утверждать, что в наиболее холодных и увлажненных районах, отношение Сгк:Сфк уже, а в засушливых, наоборот шире. Например, в самом северном, достаточно увлажненном Большемуртинском районе отношение Сгк:Сфк изменялось от 0,30 до 0,81, а в самом южном, остепененном и сухом Минусинском районе данное отношение составляло 1,16-1,34. Формирование новообразованных гумусовых веществ идет преимущественно по гуматному типу. Отношение Сгк:Сфк в залежных агропочвах, по сравнению с пахотными аналогами, увеличивается, что позволяет говорить о стабилизации их гумусного состояния.

Тесные зависимости обнаружены между изменением содержания гумусовых веществ и периодом с температурами больше 10°C (Таблица 2). Данный период соответствует периоду биологической активности почв (ПБА). Таким образом, восстановление гумусного состояния агропочв в условиях земледельческой зоны Красноярского края под влиянием разновозрастных залежей происходит пропорционально ПБА почв. Наиболее тесные, значимые связи фиксировались между показателями гумусовых веществ и парами значений, характеризующих климатические условия, что позволило построить корреляционно-регрессионные модели, описывающие тренд и скорость восстановления гумусного состояния залежных агропочв региона.

Полагаем, что представленные модели могут быть использованы для практического применения в земледельческой части Красноярского края. Прежде всего, для контроля и прогнозирования содержания гумуса и ПГВ при проведении мониторинговых исследований почв, находящихся дли-

тельное время в залежном состоянии, при создании культурных лугов, пастбищ и проведении всевозможного рода рекультиваций.

**Таблица 1** – Исходные данные для оценки восстановления гумусного состояния почв разновозрастных залежей

| Объект исследования    |                         |                                     |                                    | Накопление          |                   | Сгк:Сфк |   |
|------------------------|-------------------------|-------------------------------------|------------------------------------|---------------------|-------------------|---------|---|
| Административный район | показатели климата      |                                     | наименование почвы                 | возраст залежи, лет | гумуса, % С / год |         | C <sub>0,1н.</sub> NaOH, мг / 100 г почвы / год |
|                        | период с t > 10° С, дни | ∑ осадков за период с t > 10° С, мм |                                    |                     |                   |         |   |
| Ирбейский              | 107                     | 212                                 | Агротемносерая                     | 10                  | 0,010             | 2,7     | 1,31  |
|                        |                         |                                     | Агрочернозем глинисто-иллювиальный | 15                  | 0,058             | 9,1     | 0,89  |
| Большемуртинский       | 104                     | 190                                 | Тоже                               | 15                  | 0,046             | 1,3     | 0,30  |
|                        |                         |                                     | Агрочернозем глинисто-иллювиальный | 5                   | 0,032             | -8,8    | 0,81  |
| Балахтинский           | 103                     | 214                                 | Агрочернозем                       | 15                  | 0,056             | 12,6    | 1,30  |
| Сухобузимский          | 104                     | 191                                 | Тоже                               | 20                  | 0,104             | 15,8    | 1,20  |
|                        |                         |                                     | Агрочернозем глинисто-иллювиальный | 15                  | 0,007             | 8,4     | 1,03  |
| Новоселовский          | 105                     | 206                                 | Агрочернозем                       | 10                  | 0,044             | 10,0    | 1,30  |
| Уярский                | 108                     | 208                                 | Агрочернозем глинисто-иллювиальный | 15                  | 0,073             | 26,3    | 1,20  |
|                        |                         |                                     | Тоже                               | 8                   | 0,050             | 8,6     | 0,68  |
| Дзержинский            | 108                     | 190                                 | Тоже                               | 15                  | 0,025             | 7,1     | 1,63  |
| Минусинский            | 122                     | 234                                 | Тоже                               | 14                  | 0,140             | 32,6    | 1,16  |
|                        |                         |                                     | Агрочернозем                       | 7                   | 0,276             | 56,3    | 1,22  |
|                        |                         |                                     | Тоже                               | 5                   | 0,090             | 12,6    | 1,34  |
| Среднее в год          | -                       | -                                   | -                                  | -                   | 0,072             | 13,9    | 1,09  |

**Таблица 2** – Зависимость содержания гумусовых веществ почвы от климата (n = 14, t<sub>теор.05</sub> = 2,11, F<sub>Rтеор.05</sub> = 2,53)

| Показатель  | r ± Sr    | t <sub>факт</sub> | R    | F <sub>факт</sub> |
|---|-----------|-------------------|------|-------------------|
| Содержание гумуса                                       |           |                   |      |                   |
| Период с t > 10° С                                      | 0,70±0,20 | 3,50              | -    | -                 |
| Сумма осадков за период с t > 10° С                     | 0,37±0,28 | 1,32              | -    | -                 |
| Период с t > 10° С, сумма осадков за период с t > 10° С | -         | -                 | 0,73 | 6,17              |
| Содержание ПГВ  |           |                   |      |                   |
| Период с t > 10° С                                      | 0,75±0,18 | 4,16              | -    | -                 |
| Сумма осадков за период с t > 10° С                     | 0,47±0,25 | 1,88              | -    | -                 |
| Период с t > 10° С, сумма осадков за период с t > 10° С | -         | -                 | 0,75 | 5,06              |

Для прогнозирования содержания гумуса в почве, пребывающей в залежном состоянии, с учетом климатических условий региона предложена математическая модель вида:

$$\Delta X = (-0,6711 + 0,0087 \times A - 0,0010 \times B) \times C;$$

где: ΔX – содержание гумуса, % С; А – период с t > 10°С, дни; В – сумма осадков за период с t > 10°С, мм; С – срок пребывания почвы в залежи, год.

Для прогнозирования содержания ПГВ можно использовать математическую модель вида:

$$\Delta X = (-167,0420 + 1,8290 \times A - 0,0970 \times B) \times C;$$

где:  $\Delta X$  – содержание ПГВ, % С; А – период с  $t > 10^\circ\text{C}$ , дни; В – сумма осадков за период с  $t > 10^\circ\text{C}$ , мм; С – срок пребывания почвы в залежи, год.

### **ЗАКЛЮЧЕНИЕ**

1. В залежных агропочвах земельной части Красноярского края положительный тренд содержания гумуса и ПГВ составляет, соответственно, 0,072% С и 13,9 мг С/100 г почвы в год. Трансформация новообразованных гумусовых веществ определяется гидротермическим режимом почв в залежный период, а отношение Сгк:Сфк расширяется при улучшении теплообеспеченности.
2. В условиях многолетней залежи тренд содержания гумуса и подвижных гумусовых веществ тесно коррелирует с теплообеспеченностью территории. Накопление гумуса и его подвижных соединений в агропочвах происходит прямо пропорционально продолжительности ПБА почв.
3. Пары показателей, характеризующих условия тепло- и влагообеспеченности территории, имеют тесную связь с трендами содержания гумуса ( $R = 0,73$ ) и ПГВ ( $R = 0,75$ ). Предложены математические модели, позволяющие прогнозировать содержание гумуса и ПГВ в почвах, находящихся длительное время в залежном состоянии.

### **ЛИТЕРАТУРА**

- [1]Иванов А.Л. Состояние, рациональное использование и охрана земельных (почвенных) ресурсов Российской Федерации. Почвенные и земельные ресурсы: состояние. Москва. Почвенный институт им. В.В. Докучаева. 2014, 13-33.
- [2]Государственный доклад «О состоянии и охране окружающей среды в Красноярском крае в 2015 году». Красноярск. 2016, 304 с. <http://krasecology.ru>
- [3]Кирюшин В. И. Технологическая модернизация земледелия России: предпосылки и условия. Земледелие. 2015. № 6, 6-10.
- [4]Цугленок Н.В. и др. Агропромышленный комплекс Красноярского края: проблемы и приоритеты направления развития. Красноярск. 2009, 292 с.
- [5]Агрохимические методы исследования почв. Москва. Наука. 1975, 656 с.
- [6]Шишов Л.Л., Тонконогов В.Д., Лебедева И.И., Герасимова М.И. Классификация и диагностика почв России. Смоленск. Ойкумена. 2004, 342 с.
- [7] Курганова И.Н. Изменение общего пула органического углерода в залежных почвах России в 1990-2004 гг. Почвоведение. 2010. № 3, 361-368.
- [8]Суханова Н.И., Курганова И.Н., Лопес де Гереню В.О., Керимадзе В.В. Изменение содержания органического углерода и дыхательной активности чернозема обыкновенного под влиянием зарастания естественной растительностью. Гуминовые вещества в биосфере. Москва. 2007, 310-314



**Глава II/24: МОРФОЛОГИЧЕСКИЕ, ФИЗИЧЕСКИЕ И ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ  
СВОЙСТВА ПОЧВ РИСОВЫХ АГРОЛАНДШАФТОВ КУБАНИ**  
**Chapter II/24: Morphological, Physical and Physico-Chemical Properties of Soils in Rice  
Agrolandscapes of the Kuban**

**Асхад Х. Шеуджен<sup>\*1,2</sup>; Оксана А. Гуторова<sup>2</sup>; Лотар Мюллер<sup>1,3</sup>; Уве Шиндлер<sup>1,3</sup>**

DOI 10.25680/2809.2018.93.22.121

\*Эл. Почта: [ashad.sheudzhen@mail.ru](mailto:ashad.sheudzhen@mail.ru)

1. Кубанский государственный аграрный университет им. И.Т. Трубилина, Факультет агрохимии и почвоведения, ул. Калинина 13, 350044, Краснодар, Россия

2. Всероссийский научно-исследовательский институт риса, дом 3, 350921, Краснодар, п. Белозерный, Россия

3. Лейбниц центр агроландшафтных исследований, Ул. Эберсвальдер 84, 15374, Мюнхенберг, Германия

**РЕЗЮМЕ.** Изучены свойства почв рисовых агроландшафтов Кубани и их продуктивность в зависимости от рельефа поверхности чека. Объекты исследований – лугово-черноземные и лугово-болотные почвы. Лугово-черноземные почвы расположены на повышенных элементах плавневой равнины, лугово-болотные почвы приурочены к замкнутым понижениям и западинам. В почвах рисовых полей в зависимости от рельефа чека по-разному протекают почвенные процессы, которые и определяют формирование урожая. На низких чеках более интенсивно развиты элювиально-глеевые процессы, выражающиеся в перераспределении по профилю почв илистых фракций, водорастворимого гумуса, подвижных соединений железа и фосфора. По сравнению с высокими чеками в почве понижения ухудшаются физические и физико-химические свойства, в 3-4 раза увеличивается содержание недоокисленного железа (FeO), что отрицательно влияет на их продуктивность. Урожайность риса на низких чеках снижена на 21,8 % (или на 13,2 ц/га).

**Abstract.** The soil properties of rice agro landscapes of the Kuban and their productivity were studied depending on the relief of the surface of the rice paddock. The objects of research were meadow-chnozem and meadow-bog soils. Meadow-chnozem soils are located on elevated elements of the lowland plains, meadow-bog soils are confined to enclosed depressions and shallow grooves. In soil of rice fields, depending on the relief of the paddock, the soil processes proceed in different ways, which determine the formation of the crop. The eluvial gley processes are more intensively developed on low paddocks, expressed by a redistribution of silty fractions along the soil profile, water-soluble humus, mobile compounds of iron and phosphorus. Compared with high paddocks, the physical and physico-chemical properties deteriorate in the soil of depressions, the content of underoxidized iron (FeO) increases 3-4 times, which negatively affects their productivity. The yield of rice on low paddocks was reduced by 21.8 % (or 1.32 tonnes/ha).

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** рисовые агроландшафты, морфология почв, свойства почв, рельеф рисового чека, урожайность риса, Кубань

**Keywords:** rice agro-landscapes, soil morphology, soil properties, rice paddock relief, rice yield, Kuban

### **ВВЕДЕНИЕ**

В Краснодарском крае зона рисосеяния расположена на пойменных и плавневых землях в низовьях реки Кубани. Основными типами почв рисовых агроландшафтов являются лугово-черноземные, аллювиально-луговые, луговые, лугово-болотные. Рисовые почвы образовались в результате трансформации полнопрофильных почв, но чаще сформировались на месте почв, частично или полностью нарушенных при планировке и конструировании рисовых чеков. Вследствие искусственного создания рельефа путем перемещения значительных масс почвогрунтов в процессе строительства рисовой системы и нивелировки поверхности, произошли значительные изменения в исходном морфологическом строении большинства почв. Однако длительное использование почв в рисовом севообороте (20-30 лет и более) сгладило нарушения в строении. Одним из ведущих факторов, влияющий на морфологические признаки и свойства почв, является длительное затопление в течение 4-5 месяцев. Характер и направленность почвенных процессов во многом зависят от рельефа поверхности рисовых чеков [1]. В связи с этим исследования были

направлены на изучение изменений свойств почв рисовых агроландшафтов Кубани и их продуктивности в зависимости от залегания их по рельефу.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Исследования проведены на рисовой оросительной системе элитно-семеноводческого предприятия "Красное" Красноармейского района, расположенного в 80 км от Краснодара. По основным климатическим факторам территория района характеризуется умеренно-влажным климатом ( $KU=0,30-0,40$ ) и высокой суммой положительных температур за период свыше  $10^{\circ}C$  ( $3600^{\circ}C$ ). Сумма осадков за вегетационный период составляет 380-400 мм.

По геоморфологическому районированию территория района входит в Кубанский дельтово-пойменный район. Рельеф территории представляет собой плавневую равнину с развитым микро-рельефом. Общая равнинность нарушается наличием ериков, западин, блюдцеобразных повышений. Основная часть территории представлена рисовой системой, различия между основными элементами рельефа (грядами и западинами) сглажены при её строительстве. На рисовой системе выделены следующие антропогенные элементы рельефа: низкие, средние и высокие чеки. Абсолютные отметки варьирует от +7,2 (в понижениях и депрессиях) до +10,7 м (на грядообразных повышениях). Общий уклон местности практически не выражен.

В пределах рисовой оросительной системы на ключевых участках с учетом основных элементов рельефа были заложены полнопрофильные почвенные разрезы (Рисунок 1,2):

Разрез 12. Лугово-чернозёмная почва. Предшественник – занятой пар (высокий чек).

Разрез 5. Лугово-болотная почва. Предшественник – занятой пар (низкий чек).

Разрез 4. Лугово-чернозёмная почва. Предшественник – многолетние травы 2 г. (высокий чек).

Разрез 14. Лугово-болотная почва. Предшественник – многолетние травы 2 г. (низкий чек).

Плотность с ненарушенным сложением почвы определяли по Качинскому, общую порозность почвы – расчетным способом на основании плотности твердой фазы и плотности сложения. Для экстрагирования соединений железа применяли  $0,1 \text{ n } H_2SO_4$ ; подвижного фосфора и калия –  $0,5 \text{ n } CH_3COOH$ ; поглощенных оснований –  $1,0 \text{ n } CH_3COONH_4$ . Органический углерод (С, %) в почве с пересчетом на гумус определяли по Орлову-Гриндель; водорастворимый гумус (С<sub>вов</sub>, %) – перманганатным окислением;  $pH_{вод}$  – потенциометрическим методом.



**Рисунок 1** –Рисовый агроландшафт Кубани

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

**Морфологические признаки почв:** Почвообразующие породы лугово-черноземной почвы – аллювиальные отложения, чаще глинистого или тяжелосуглинистого гранулометрического состава [2]. Лугово-болотные почвы залегают на аллювиальных оглеённых глинах [3].

Для лугово-болотных почв характерно более сильное проявление признаков гидроморфного почвообразования, по сравнению с лугово-черноземными, в виде ржаво-охристых прожилок и пятен

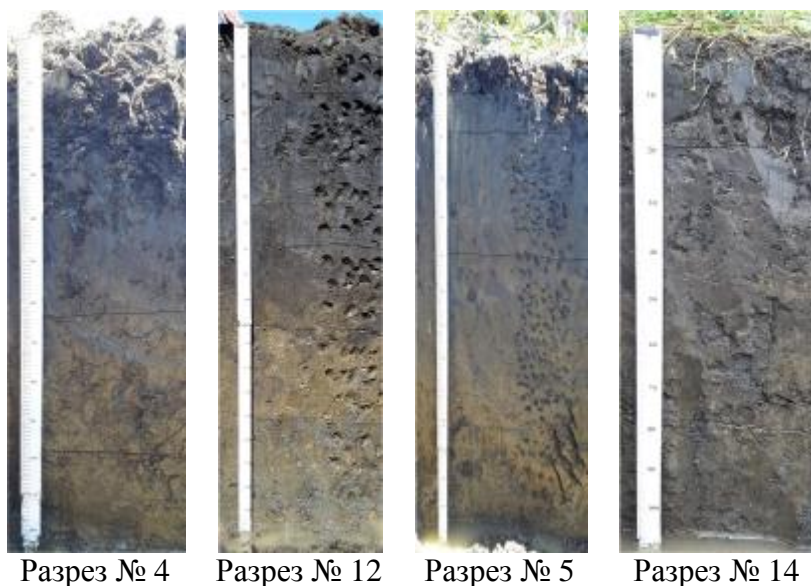
уже с поверхности почвы. В нижней части профиля проявляются сизые пятна оглеения, что указывает на преобладание восстановительных процессов [3].

По мощности гумусового горизонта рисовые почвы относятся к мощным и среднемощным видам. Пахотный слой лугово-болотной почвы обладает меньшей мощностью (на 2 см) по сравнению с лугово-черноземной. Одной из характерной особенностью рисовых почв является понижение линии вскипания от 10 %-ной НС1 и глубины залегания карбонатов. Карбонаты представлены в форме белоглазки, журавчиков, мучнистых пятен [2, 3].

**Физические свойства почв:** Высокие чеки лугово-черноземных почв характеризуются более благоприятными физическими свойствами (Таблица 1). Плотность сложения почвы в пахотном слое близка к оптимальной величине ( $1,29 \text{ г/см}^3$ ), а общая порозность довольно высокая (52,0 %). В отличие от них низкие чеки лугово-болотных почв характеризуются более повышенным уплотнением и низкой порозностью. Вниз по профилю плотность почвы увеличивается, а её порозность снижается.

Развитие элювиального процесса в рисовых почвах проявляется в вымывании из пахотных горизонтов илстых частиц. Для лугово-черноземной почвы гранулометрический состав глинистый, встречаются тяжело- или среднесуглинистые разновидности. Содержание физической глины ( $< 0,01 \text{ мм}$ ) в пахотном слое варьирует от 42,7 в среднесуглинистых до 68,7 % в глинистых разновидностях. В составе фракций пылеватые частицы (соответственно 34,1 и 48,8 %) преобладают над илом (соответственно 27,1 и 40,8 %) при довольно высоком содержании песка (соответственно 37,5 и 10,7 %). Вниз по профилю почвы до горизонта АВ содержание ила возрастает.

Гранулометрический состав лугово-болотных почв понижен более тяжелый по сравнению с лугово-черноземными. Содержание глинистых частиц ( $< 0,01 \text{ мм}$ ) возрастает до 74,1-77,8 %. При этом на долю пылеватой ( $\Sigma 0,005-0,001 \text{ мм}$ ) и илстой фракций ( $< 0,001 \text{ мм}$ ) приходится соответственно 48,9-51,1 и 42,6-47,1 % при небольшом содержании песка 4,0-6,3 %. Вниз по профилю состав почвы утяжеляется за счет перемещения илстых частиц.



**Рисунок 2** – Почвенные разрезы лугово-черноземной (№ 4, 12) и лугово-болотной (№ 5, 14) почв рисовых агроландшафтов Кубани

**Физико-химические свойства почв:** По содержанию общего гумуса почвы рисовых агроландшафтов Кубани – слабогумусные (Таблица 1). Вниз по профилю его количество уменьшается. После пребывания почвы в течении 2-х лет под посевами люцерны содержание гумуса в пахотном горизонте возрастает. Это указывает на то, что за время возделывания многолетних трав в пахотном слое преобладают процессы синтеза гумусовых веществ над процессами разложения. При этом пахотные горизонты почв понижений более гумусированы. Это связано с тем, что высокие чеки по сравнению с низкими находятся в условиях лучшей аэрации. Поэтому растительные

остатки подвергаются более интенсивной минерализации. В то же время, если на высоких чеках вынос водорастворимого гумуса за пределы пахотного слоя ограничивается накоплением в горизонте **A**, то в условиях понижений, вынос отмечен на более большую глубину профиля. Такая подвижность гумуса обусловлена тем, что восстановительные процессы способствуют образованию железоорганических комплексов, которые могут мигрировать в почвах как в нейтральной, так и в щелочной среде, что свойственно для исследуемых почв.

Сумма  $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$  на высоких чеках достигает в пахотном горизонте 31,2-33,1 мг.-экв. на 100 г при насыщенности почвенно-поглощающего комплекса (ППК) кальцием 77,5-76,5 и магнием 22,5-23,5 %. На низких чеках сумма  $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$  в горизонте  $A_{\text{пах}}$  больше в результате возрастания катиона магния, который в общей сумме достигает 30,0-38,7 %. Причем доля  $\text{Ca}^{2+}$  снижается до 61-70 % от суммы. О накоплении магния в ППК на низких чеках можно судить по сужению соотношения двухвалентных катионов  $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$  (Таблица 1).

По содержанию подвижного фосфора рисовые почвы, особенно низкие чеки, обеспечены слабо. Посев многолетних трав в рисовом севообороте улучшает фосфатный режим почвы. Причем независимо от поверхности чека подвижный фосфор перемещается вниз по профилю и накапливается, в превышающих количествах пахотные слои, в горизонте **AB**. Содержание обменного калия в почвах довольно высокое и вниз по профилю равномерно снижается.

Лучшие окислительно-восстановительные условия в рисовых почвах складываются на повышенных элементах рельефа. На высоких чеках оксиды трехвалентного железа являются преобладающими, доля которых составляет 94,0-97,0 % от суммы  $\text{FeO} + \text{Fe}_2\text{O}_3$ . На долю  $\text{FeO}$  приходится лишь 2,88-5,55 % от суммы. В почве низких чеков содержание суммы подвижного железа в пахотном слое, по сравнению с высокими, снижена в результате уменьшения доли  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  до 77,8-90,7 %. Причем доля  $\text{FeO}$  заметно возрастает до 9,3-22,2 % (или в 3-4 раза), а его накопление, в результате выноса, отмечено в горизонтах **AB** или **B**. Окислительно-восстановительные условия улучшаются после пребывания почвы под многолетними травами.

**Таблица 1** – Физические и физико-химические свойства почв рисовых агроландшафтов Кубани (на примере разрезов 12 и 5)

| Горизонт  | Плотность<br>сложения,<br>г/см <sup>3</sup> | Пороз-<br>ность,<br>% | рН,<br>ед. | Гумус,<br>% | C <sub>вов</sub> , % | Ca <sup>2+</sup> /<br>Mg <sup>2+</sup> | P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> | K <sub>2</sub> O | FeO+<br>Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> |
|---|---|-----------------------|------------|-------------|----------------------|--|-------------------------------|------------------|--|
|   |   |                       |            |             |                      |  | мг/100 г почвы                |                  |  |
| Лугово-черноземная почва (высокий чек, разрез 12, предшественник – занятой пар) |   |                       |            |             |                      |  |                               |                  |  |
| A <sub>пах</sub>  | 1,29  | 52,0                  | 6,29       | 3,04        | 0,00459              | 3,25                                   | 3,53                          | 22,86            | 232,32                                 |
| A   | 1,41  | 48,9                  | 7,19       | 2,90        | 0,00495              | 3,36                                   | 8,43                          | 12,77            | 139,15                                 |
| AB  | 1,43  | 47,6                  | 7,97       | 2,57        | 0,00369              | –                                      | 14,19                         | 11,58            | 82,54                                  |
| B   | 1,44  | 48,1                  | 8,12       | 1,82        | 0,00324              | –                                      | 6,55                          | 10,14            | 32,30                                  |
| C   | 1,49  | 46,2                  | 8,19       | 0,72        | 0,00271              | –                                      | 3,76                          | 9,36             | 9,85                                   |
| Лугово-болотная почва (низкий чек, разрез 5, предшественник – занятой пар)      |   |                       |            |             |                      |  |                               |                  |  |
| A <sub>пах</sub>  | 1,39  | 47,5                  | 7,28       | 3,39        | 0,00299              | 1,58                                   | 1,26                          | 32,89            | 209,65                                 |
| A   | 1,49  | 45,4                  | 7,64       | 1,85        | 0,00312              | 1,41                                   | 4,85                          | 22,42            | 212,71                                 |
| AB  | 1,48  | 46,2                  | 7,59       | 1,09        | 0,00323              | –                                      | 15,58                         | 10,20            | 192,96                                 |
| B   | 1,48  | 46,7                  | 7,43       | 0,68        | 0,00364              | –                                      | 4,61                          | 5,99             | 87,94                                  |
| C   | 1,49  | 46,4                  | 7,70       | 0,57        | 0,00285              | –                                      | 4,61                          | 5,25             | 40,65                                  |

**Урожайность риса:** Продуктивность рисовых почв непосредственным образом зависит от рельефа поверхности чека. Наибольшая урожайность риса формируется на высоких чеках, характеризующихся наиболее благоприятным окислительно-восстановительным режимом, физическими и физико-химическими свойствами. В среднем за 5 лет, на высоких чеках урожайность риса выше на 21,8 %, или на 13,2 ц/га, чем на низких. При этом наибольшие показатели достигаются при возделывании риса после многолетних трав.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. На низких чеках лугово-болотных почв интенсивно развиваются элювиально-глеевые процессы, выражающиеся в перераспределении по профилю илистых частиц, водорастворимого гумуса, подвижных соединений железа и фосфора. В почвах накапливается двухвалентное железо,

превышающее в количестве 3-4 раза высокие чеки, ухудшаются физические и физико-химические свойства, что снижает их продуктивность.

2. Высокие чеки лугово-черноземных почв характеризуются более благоприятными физическими и физико-химическими свойствами для возделывания риса и сопутствующих культур в севообороте. Почвы меньше уплотнены, обладают более высокой порозностью и благоприятным окислительно-восстановительным режимом.
3. Наибольшая урожайность риса формируется на высоких чеках и выше на 21,8 %, чем на низких.

## ЛИТЕРАТУРА

[1]Шеуджен, А.Х. Агрохимия и физиология питания риса. – Майкоп: ГУРИПП "Адыгея", 2005. – 1012 с. (Sheudzhen, A.Kh. 2005. Agrochemistry and physiology of rice nutrition. Maykop: "Adygea". 1012 p.)

[2]Gutorova, O.A., Sheudzhen, A.Kh. 2016. Morphogenetic Features of Rice Meadow-Chernozemic Soil. Russian Agricultural Sciences. Vol. 42. No. 5, pp. 353-356.

<http://link.springer.com/article/10.3103/S1068367416050086>

[3]Gutorova, O.A., Sheudzhen, A.Kh. 2017. Morphogenesis of Rice Meadow-Boggy Soils in Kuban River Region. Russian Agricultural Sciences. Vol. 43. No. 1, pp. 40-43. <https://link.springer.com/article/10.3103/s1068367417010098>

## Глава II/25: АГРОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ПОЧВ В УСЛОВИЯХ РИСОВОДСТВА

### Chapter II/25: Agroecological Evaluation of Soils under Rice Cropping

Татьяна Ф. Бочко\*<sup>1</sup>, Ирина А. Гергель<sup>2</sup>

DOI 10.25680/4406.2018.14.58.122

\*Эл. Почта: [bochko\\_tatiana@mail.ru](mailto:bochko_tatiana@mail.ru)

1.Кубанский государственный университет, Географический факультет, ул. Ставропольская, 149, 350044, Краснодар, Россия

2.Всероссийский научно-исследовательский институт риса, п. Белозерный, 3, 350921, Краснодар, Россия

**РЕЗЮМЕ.** В рамках исследований по агроэкологической оценке и дифференциации земель зоны рисоводства Краснодарского края был выполнен анализ почвенно-мелиоративных условий, изучены требования культур рисового севооборота к условиям произрастания, а также экспериментальные и статистические данные по их урожайности в регионе. На основе сопряженного анализа перечисленных характеристик составлен реестр факторов, лимитирующих плодородие и снижающих агроэкологическую оценку земель, а также определена степень проявления их негативного воздействия на урожайность выращиваемых культур. Установлено, что основными почвенно-мелиоративными свойствами, влияющими на их продуктивность, являются мощность гумусового горизонта, гранулометрический состав, плотность сложения, содержание гумуса, реакция среды, засоление, запасы влаги в почве, уровень грунтовых вод. Для всего регионального спектра разнообразия свойств определены коэффициенты их влияния на агроэкологические условия произрастания и урожайность риса.

**Abstract.** Soil and site conditions were analysed in the framework of research on the agroecological evaluation and differentiation of lands in the rice growing zone of the Krasnodar Region. Requirements of crops used in the rice crop rotation to growing conditions were studied, as well as experimental and statistical data on their productivity in the region. On the basis of the conjoint analysis of the listed characteristics, a register of factors limiting soil fertility and reducing the agroecological value of lands was compiled, and the degree of their negative impact on yields of the grown crops was determined. It was found that the main soil-meliorative properties affecting their productivity are the thickness of the humus horizon, the granulometric composition, the soil density, the humus content, the reaction (pH value) of the site, salinity, moisture reserves in the soil, and the groundwater level. For the entire regional spectrum of the variety of properties, the coefficients of their influence on agroecological conditions relevant to growth and rice yield were determined.



**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** агроэкологическая оценка почв, лимитирующий фактор, почвенно-мелиоративные условия, плодородие почв, продукционный потенциал растений, адаптивно-ландшафтная система земледелия, агроландшафт

**Keywords:** agri-environmental assessment soil, limiting factor, soil-meliorative conditions, soil fertility, productivity potential of crops, landscape-adapted cropping system, agrolandscape

## **ВВЕДЕНИЕ**

Земледельческим опытом, а также многочисленными научными исследованиями установлено, что сельскохозяйственные культуры максимально реализуют свой продукционный потенциал в том случае, когда условия возделывания в наибольшей степени отвечают их агроэкологическим требованиям. На современном этапе развития аграрной науки и практики в передовых сельскохозяйственных предприятиях этот принцип реализуется в адаптивно-ландшафтных системах земледелия [1, 2]. Основу таких систем составляет агроэкологическая оценка почв, заключающаяся в идентификации агрономически значимых показателей различающихся участков земель в соответствии с агроэкологическими требованиями сельскохозяйственных культур к условиям произрастания.

Реальные условия среды, как правило, в большей или меньшей мере отличаются от оптимальных для произрастания сельскохозяйственных культур. Фактически имеющееся отклонение параметров того или иного значимого фактора от оптимального значения может привести к снижению урожайности культуры.

Целью проведенных исследований являлось в рамках проведения агроэкологической оценки почв установление почвенно-мелиоративных характеристик, влияющих на урожайность культур рисового севооборота, а также определение степени их лимитирующего воздействия.

## **ОПРЕДЕЛЕНИЕ ЛИМИТИРУЮЩИХ ФАКТОРОВ**

Методологической основой для решения проблемы агроэкологической оценки почв зоны рисоводства Краснодарского края послужили теоретические труды, посвященные разработке научных основ экологизации земледелия [1, 2].

**Информационная база:** 1) экспериментальные данные авторов, полученные в полевых опытах и мониторинговых наблюдениях почв, проведенных в рисосеющих хозяйствах Краснодарского края. Объектами изучения являлись 23 почвенные разности, распространенные в пяти рисовых агроландшафтах региона [3]; 2) многолетние данные по урожайности риса и материалы почвенных очерков для рисовых оросительных систем (РОС) рисоводческих предприятий региона; 3) статистические, фондовые и литературные материалы.

В дельте р. Кубани основными подтипами рисовых почв являются лугово-черноземные, луговые, аллювиальные лугово-болотные [4]. Их свойства варьируют в широких пределах: от благоприятных до удовлетворительных и неудовлетворительных для выращивания культур рисовых севооборотов [5].

**Систематизация показателей плодородия и оценка их лимитирующего воздействия.** Из массивов отобранных и систематизированных сведений для оценочных работ выделены репрезентативные показатели, в наибольшей степени прямо или опосредованно отражающие взаимосвязь между отдельными свойствами почв, с одной стороны, и степенью их благоприятствования для произрастания риса и сопутствующих культур - с другой.

В результате выполненных исследований составлен реестр лимитирующих факторов. Наиболее значимыми из них для культур рисовых севооборотов признаны мощность гумусового горизонта, гранулометрический состав, плотность сложения, содержание гумуса, реакция среды, засоление, запасы влаги в почве, уровень грунтовых вод. На основании анализа урожайности сельскохозяйственных культур, выращиваемых в различных почвенно-мелиоративных условиях, определена степень проявления негативного воздействия перечисленных почвенных характеристик при отклонении их от оптимальных величин. Весь спектр разнообразия свойств почв РОС низовий р. Кубани выражен в виде коэффициентов их влияния на плодородие и агроэкологические условия произрастания культур рисового севооборота. Величина коэффициента количественно соответствует силе влияния фактора на урожайность сельскохозяйственных растений. Значение коэффициента равное 1 соответствует оптимальным условиям. Отклонение любого из значимых факторов от таковых сопровождается ухудшением агроэкологической обстановки и снижением урожайности.

В таблице 1 представлены закономерности, установленные для риса.

## ХАРАКТЕРИСТИКА ЛИМИТИРУЮЩИХ ФАКТОРОВ

Детальное исследование воздействия и поведения лимитирующих факторов, включающее определение возможных пределов регулирования их негативного влияния на рост и развитие растений, позволяет использовать адресные агротехнологические и мелиоративные мероприятия для его нейтрализации или понижения. Возможность регулирования лимитирующего воздействия усугубляют исходя из подразделения факторов плодородия на управляемые, регулируемые, ограничено регулируемые и нерегулируемые [6]. Управляемые факторы (обеспеченность почв элементами минерального питания, режим орошения), являющиеся частью принятых систем земледелия, в настоящем сообщении не обсуждаются.

Рассмотрим лимитирующее действие основных факторов плодородия почв на агроэкологическое качество земель и урожайность культур рисовых севооборотов.

1. *Мощность гумусового горизонта* в ареале рисоводческих агроландшафтов варьирует от 20-30 см до 100 см и более. Для произрастания риса оптимальной является мощность  $\geq 80$  см, озимой пшеницы –  $\geq 100$  см, люцерны – 60 см ( $K=1,0$ ). На РОС мощность профиля почвы является результатом естественных процессов почвообразования и антропогенного воздействия, связанного с проведением планировочных работ. Мощность гумусового слоя как лимитирующий фактор плодородия регулированию не подлежит.

2. *Гранулометрический состав* на землях РОС Краснодарского края пестрый, преобладают средне-легкоглинистые и тяжело-среднесуглинистые разновидности. Для риса оптимальным является содержание физической глины 60-80 %. Снижение ее доли до 55 % и менее приводит к непроизводительным потерям воды и элементов минерального питания. Гранулометрический состав генетически устойчив и стабилен во времени, поэтому его лимитирующее влияние не поддается оптимизации.

**Таблица 1** - Параметры почвенно-мелиоративных факторов и их влияние на урожайность риса

| Показатели   | Коэффициенты влияния |                   |                                       |                    |                    |                    |             |
|--|----------------------|-------------------|---------------------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|-------------|
|  | 1,0                  | 0,9               | 0,8                                   | 0,7                | 0,6                | 0,5                | 0,4         |
| Мощность гумусовой толщи почвы, см                           | >80                  | 60-80             | 40-60                                 | 30-40              | 20-30              | <20                | -           |
| Содержание физической глины*, % (фильтрационная способность) | 65-80                | 80-83             | 60-65; 83-85                          | 55-57; 85-90       | 47-55              | 20-47; >90         | -           |
| Плотность сложения, г/см <sup>3</sup>                        | 1,30                 | 1,35              | 1,40                                  | 1,45               | >1,50              | -                  | -           |
| Содержание гумуса, %   | 3,5-4,5              | 3,0-3,5           | 2,5-3,0                               | 2,0-2,5            | <1,5               | -                  | -           |
| pH <sub>водн</sub>   | 6,5-7,5              | 6,0-6,4; 7,6-7,9  | 5,3-5,9; 8,0-8,2                      | 4,5-5,2; 8,3-8,5   | -                  | -                  | -           |
| Степень засоления почв                                       | незасоленные         | слабосолончаковые | среднесолончаковые, слабосолончаковые | сильносолончаковые | среднесолончаковые | сильносолончаковые | -           |
| Запасы влаги в слое почвы 0-20 см в фазу всходов, мм         | $\geq 50$            | 45-50             | 35-40                                 | <35                | -                  | -                  | -           |
| Запасы влаги в слое почвы 0-100 см в фазу всходов, ПВ        | полное водонасыщение | 0,90 ПВ           | 0,80 ПВ                               | 0,75 ПВ            | -                  | -                  | -           |
| УГВ в межполивной период, м                                  | >2,00                | 1,75              | 1,60                                  | 1,25               | 1,00               | 0,75               | $\leq 0,50$ |

\* - Коэффициенты фактора "содержание физической глины" характеризуют также фильтрационную способность под культурой риса

3. *Плотность сложения* почв РОС на 5-10 % выше, чем на богарных аналогах, что обусловлено спецификой возделывания риса (длительное затопление). Уплотнение почвы, сопровождаются ухудшением водно-воздушных свойств, формированием неблагоприятного окислительно-восстановительного режима при выращивании риса, в результате чего снижается агроэкологическое качество земель. Сокращению негативного влияния повышенной плотности способствует проведение щелевания, кротования, а также внесение органических удобрений, обеспечивающих лучшую агрегацию.

4. *Содержание гумуса* в почвах рисовых систем Краснодарского края составляет 3,5-6,0 %. По чувствительности к гумусированности почв основные культуры рисового севооборота можно расположить в следующий ряд: горох > озимая пшеница, кукуруза > соя, рис > люцерна. Содержание гумуса в почве частично регулируется с помощью применения органических удобрений (навоз, компосты), посевов многолетних трав.

5. *Реакция среды* ( $pH_{водн.}$ ) на землях РОС изменяется, в основном, от нейтральной до слабощелочной и щелочной, является оптимальная или близкая к таковой для культур рисовых севооборотов. Реакция на сильнощелочных почвах может регулироваться путем внесения мелиорантов (гипс, фосфогипс). При спорадическом проявлении очагов с повышенной кислотностью на органогенных рисовых почвах следует вносить известь или дефекат.

6. *Засоление*. Засоленные почвы в рисовых агроландшафтах занимают 34 % от общей площади РОС Краснодарского края. Степень засоления почв преимущественно слабая. Основными причинами, сдерживающими процесс рассоления, являются ненормативно высокое залегание УГВ в межвегетационный период и несвоевременная откачка сбросных вод в период вегетации риса из коллекторов на засоленных массивах. Техническое решение этой проблемы обеспечит отведение избытка солей за пределы рисовой оросительной системы.

7. *Запасы влаги в почве* в фазы всходов и формирования генеративных органов определяют для промежуточных культур уровень благоприятствования условий произрастания. В фазу всходов наиболее требователен к увлажнению почвы рис, наименее – люцерна.

8. *Уровень грунтовых вод* на РОС в межполивной период подвержен значительным колебаниям при нормативном оптимуме  $\geq 2,0$  м ( $K=1,0$ ). УГВ может подниматься до 0,5-1,0 м, что способствует снижению урожайности риса на 40 % и более ( $K=0,6$ ). Решение вопроса с лимитирующим влиянием УГВ на РОС связано с оптимизацией работы коллекторно-сбросной сети.

Лимитирующие факторы плодородия проявляются на РОС низовий р. Кубани практически повсеместно, варьируют лишь масштабы и интенсивность их проявления.

## **ЗАКЛЮЧЕНИЕ**

1. На основании анализа экспериментальных, статистических, фондовых и литературных данных проведена агроэкологическая оценка почв зоны рисоводства Краснодарского края.
2. Агрономически значимыми и репрезентативными показателями в отношении агроэкологической оценки почв для риса являются: скорость фильтрации почвогрунтов; уровень залегания грунтовых вод в межвегетационный период; гранулометрический состав; мощность гумусового горизонта; содержание гумуса; степень засоления, осолонцевания, запасы влаги в слое 0-20 см и 0-100 см.
3. Для показателей, определяющих агроэкологическое качество земель, установлены оптимальные значения и уровень негативного воздействия при отклонении от них, который выражен через коэффициенты снижения урожайности. Для каждой величины коэффициента определены параметры соответствующего почвенно-мелиоративного показателя.
4. Результаты представленных исследований направлены на повышение эффективности использования земель РОС, формирование оптимальной структуры рисовых севооборотов, прогнозирование урожайности выращиваемых культур, а также могут быть использованы для разработки адресных агротехнологических и мелиоративных мероприятия для нейтрализации или понижения негативного влияния лимитирующих факторов на рост и развитие растений.

## **ЛИТЕРАТУРА**

- [1] Агроэкологическая оценка земель, проектирование адаптивно-ландшафтных систем земледелия и агротехнологий. Методическое руководство./ Под ред. В.И. Кирюшина, А.Л. Иванова – М.: ФГНУ «Росинформагротех», 2005. – 784 с.
- [2] Кирюшин В.И. Экологизация земледелия и технологическая политика. – М.: Изд-во МСХА, 2000. – 474 с.

- [3] Бочко Т.Ф., Авакян К.М. Методологические аспекты агроэкологической оптимизации использования природно-ресурсного потенциала рисовых мелиоративных агроландшафтов// Сельскохозяйственная биология, 2006, № 5. С.82-88.
- [4] Вальков В.Ф., Штомпель Ю.А., Трубилин И.Т., Котляров Н.С., Соляник Г.М. Почвы Краснодарского края, их использование и охрана – Ростов н/Д: изд-во СКНЦ ВШ, 1995. 192 с.
- [5] Система рисоводства Краснодарского края/ Под общ. ред. Е.М. Харитоновой – Краснодар: ВНИИ риса, 2005. – 340 с.
- [6] Кирюшин В.И. Экологические основы земледелия – М.: Колос, 1996. – 366 с.

**Глава II/26: СОСТОЯНИЕ ПОЧВ ПОСЛЕ ДЛИТЕЛЬНОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ МИНЕРАЛЬНЫХ УДОБРЕНИЙ НА ВЫЩЕЛОЧЕННЫХ ЧЕРНОЗЕМАХ В АГРОЛАНДШАФТЕ ЗАПАДНОГО КАВКАЗА**

**Chapter II/26: Soil Status after Long-Term Use of Mineral Fertilizers on Leached Chernozems in the Agrolandscape of the Western Pre-Caucasus**

**Асхад Х. Шеуджен\*, Людмила М. Онищенко, Татьяна Н. Бондарева, Виктория В. Дроздова, Иван А. Лебедевский**

DOI 10.25680/3502.2018.61.16.123

\*Эл. Почта: [dekanatxp@mail.ru](mailto:dekanatxp@mail.ru)

ФГБОУ ВО «Кубанский государственный аграрный университет им. И.Т. Трубилина» ул. Калинина 13, 350044, Краснодар, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Изложены результаты влияния систематического применения минеральных удобрений в течение 3-х ротаций 11-ти польного зерноотравнопропашного севооборота на агрохимические показатели чернозема выщелоченного равнинного агроландшафта Западного Предкавказья и продуктивность севооборота. Представлены расчеты баланса элементов минерального питания растений в системе «почва– удобрение–растение», окупаемости удобрений полученной прибавкой. Научно-обоснованные дозы минеральных удобрений не вызывают существенного изменения реакции почвенного раствора, суммы поглощенных катионов, емкости катионного обмена, степени насыщенности почвы основаниями. Внесение минеральных удобрений в оптимальных дозах под культуры севооборота обеспечивало повышение его суммарной продуктивности в первую, вторую и третью его ротациях на 29,92, 34,29 и 34,79 т/га зерновых единиц, а окупаемость 1 кг действующего вещества минеральных удобрений составила 6,44, 7,39 и 7,50 кг зерновых единиц. Дефицит азота составлял 16,0 кг/га во вторую ротацию и 14,8 кг/га в третью, калия – 11,6 и 14,0 кг/га соответственно. В отличие от азота и калия, оптимальная доза применения удобрений (N<sub>1740</sub>P<sub>1740</sub>K<sub>1160</sub>) в размере 9 лет обеспечивает положительный баланс фосфора. Результаты исследований свидетельствуют об отсутствии отрицательного действия на агрохимические показатели почвы оптимальных доз минеральных удобрений в севообороте.

**Abstract.** Results of the influence of systematic application of mineral fertilizers after 11 rotations of a grain-grass-root crops rotation (3-field rotation) on agrochemical parameters and the productivity of the Leached Chernozem in the plain agrolandscape of the Western Pre-Caucasus are reported. Calculations of the balance of mineral nutrition elements in the soil-plant system and fertilizer efficiency are presented. Scientific-based doses of mineral fertilizers do not cause a significant change in the reaction of the soil solution, the sum of absorbed cations, the capacity of cation exchange, and the degree of saturation of the soil with bases. The introduction of mineral fertilizers in optimal doses for crop rotation ensured an increase in its total productivity in the first, second and third rotations by 29.92, 34.29 and 34.79 t / ha of grain units, and the payback of 1 kg of active mineral fertilizers was 6, 44, 7.39 and 7.50 kg of grain units. Nitrogen deficiency was 16.0 kg / ha in the second rotation and 14.8 kg / ha in the third, potassium - 11.6 and 14.0 kg / ha, respectively. Unlike nitrogen and potassium, the optimal dose of fertilizer application (N<sub>1740</sub>P<sub>1740</sub>K<sub>1160</sub>) as a sum of 9 years provides a positive balance of phosphorus. The results of the studies indicate that there is no adverse effect on the agrochemical soil indices of the optimal doses of mineral fertilizers in the crop rotation.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** Чернозем выщелоченный, Западное Предкавказье; агроландшафт, плодородие почвы, применение удобрений; физико-химические свойства почвы; окупаемость удобрений; баланс азота, фосфора и калия в почве.

**Keywords:** Leached Chernozem, Western Pre-Caucasus; agrolandscape, soil fertility, application of fertilizers, physical and chemical properties of the soil, fertilizers efficiency, balance of nitrogen, phosphorus and potassium in soil.

## ВВЕДЕНИЕ

В пределах Азово-Кубанской равнины сформировался равнинный ландшафт, поверхность которого плоская, волнистая, осложненная долинами степных рек. Значительные территории здесь занимают черноземы выщелоченные, вовлеченные в сельскохозяйственное использование. Здесь сформировались степные равнинные агроландшафты в основном с зерно-свекловично-кормовым агроценозом. Важнейшей составляющей технологии возделывания этих культур, позволяющих реализовать их агропроизводственный потенциал, является система удобрения. Поэтому актуальны исследования по разработке научно обоснованной системы удобрения культур севооборота, с учетом изменяющихся почвенно-климатических условий, а также агрохимических и агроэкологических характеристик почвы.

## ЦЕЛЬ ИССЛЕДОВАНИЯ.

Выявить и теоретически обосновать характер и направленность изменения показателей плодородия чернозема выщелоченного при длительном и систематическом применении минеральных удобрений в севообороте равнинного агроландшафта Западного Предкавказья.

## МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЙ

Исследования проводились в стационарном опыте, который расположен в Центральной агроклиматической зоне Краснодарского края (рисунок 1).

**Климат** – умеренно-континентальный. Характерными его чертами является преобладание воздушных масс континентального происхождения, значительные амплитуды изменения температур, жаркое сухое лето, малоснежная зима с частыми оттепелями. Среднегодовая температура воздуха составляет 10,0-10,8°C, среднегодовое количество осадков – 425-645 мм, безморозный период – 180-210 дней, сумма эффективных температур (>10°C) – 3450-3655°C.

**Опыт** заложен в 1981 г. на типичном равнинном агроландшафте Почва – чернозем выщелоченный слабогумусный сверхмощный легкоглинистый на лессовидных тяжелых суглинках обычного рода, относящийся к южно-европейской фации, который распространяется южнее черноземов типичных, характерным признаком которых является выщелоченность карбонатов за пределы гумусового горизонта. Опыт включает 16 вариантов, и представляет собой выборку 1/4 часть полного факториального эксперимента 4×4×4, образованную тремя факторами: азотом, фосфором и калием с использованием четырех доз: 0; 1; 2; 3. За единичную дозу для люцерны принято N<sub>10</sub>P<sub>10</sub>K<sub>10</sub>, подсолнечника – N<sub>20</sub>P<sub>30</sub>K<sub>20</sub>, сои – N<sub>20</sub>P<sub>40</sub>K<sub>20</sub>, кукурузы – N<sub>30</sub>P<sub>30</sub>K<sub>30</sub>, пшеницы и ячменя – N<sub>40</sub>P<sub>30</sub>K<sub>20</sub>, сахарной свеклы – N<sub>40</sub>P<sub>40</sub>K<sub>40</sub>. Общая площадь делянок 162 м<sup>2</sup>, учетная – в зависимости от культуры изменялась от 54 до 63 м<sup>2</sup>, размещение вариантов – рендомизированное [1, 2]. Все аналитические работы выполнялись согласно общепринятым методикам [3].

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

**Физико-химические свойства почвы.** Мониторинг за физико-химическими свойствами чернозема выщелоченного выявил тенденции их изменений, обусловленных продолжительностью сельскохозяйственного использования почвы и удобрений (рисунок 2).

До закладки стационарного опыта содержание гумуса в почве было 3,48 %. Сельскохозяйственное использование чернозема выщелоченного в течение трех ротаций севооборота без применения удобрений привело к снижению содержания гумуса на 0,24 %. Научно обоснованная система удобрений в севообороте (N<sub>1740</sub>P<sub>1740</sub>K<sub>1160</sub>) обеспечивала стабилизацию содержания гумуса за счет большего поступления в почву нетоварной части урожая, корневых и пожнивных остатков.

При оптимальной системе удобрения культур в севообороте (N<sub>1740</sub>P<sub>1740</sub>K<sub>1160</sub>) рН<sub>водный</sub> снижается на 0,4, рН<sub>солевой</sub> – на 0,9 единиц. Внесение повышенных доз минеральных удобрений (N<sub>2610</sub>P<sub>2610</sub>K<sub>1740</sub>) сопровождается более значительным подкислением почвы. Без внесения удобрений рН<sub>водный</sub> снижался на 0,3, а рН<sub>солевой</sub> – на 0,8 единицы. Гидролитическая кислотность почвы повышалась в удобряемой почве: на 0,15 мг-экв./100 г. Внесение удобрений способствовало повышению гидро-



литической кислотности по мере увеличения доз удобрений – на 0,17–0,31 мг-экв./100 г почвы и скорость возрастания показателя увеличивалась по мере продолжительности сельскохозяйственного использования почвы – от первой ротации к третьей.



**Рисунок 1** – Опытное поле кафедры агрохимии в учхозе Кубань, КубГАУ

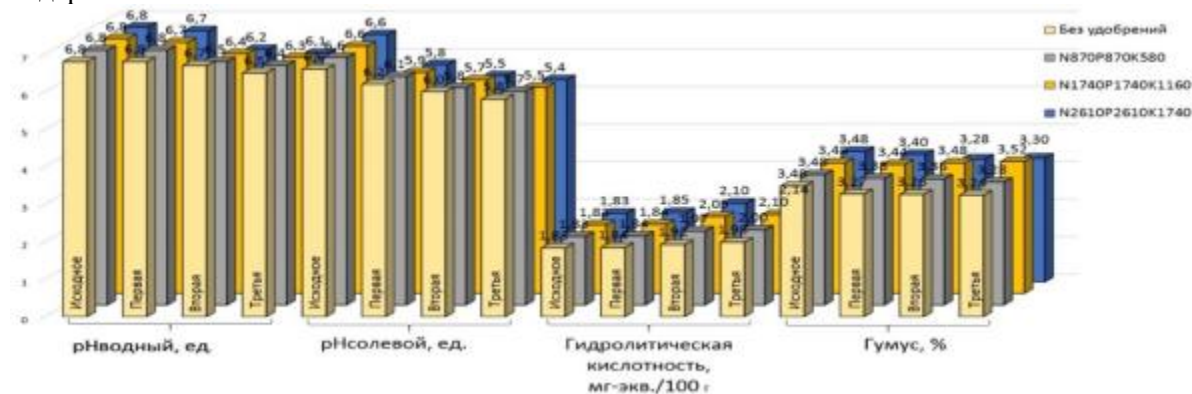
Подкисление почвы связано с физиологической кислотностью применяемых азотных и калийных удобрений, необменным поглощением одновалентных катионов в сочетании с отсутствием условий для вымывания ионов водорода и кислотных остатков, а также усиливающейся минерализацией гумуса способствует высвобождению фульвокислот. Гидролитическая кислотность повышалась из-за обеднения почвы кальцием в результате его выщелачивания из почвы и потребления растениями. Следует также отметить, что влияние минеральных удобрений на кислотность почвенного раствора чернозема выщелоченного значительно слабее, чем минерализации гумуса [1].

Реакция почвенного раствора тесно связана с составом почвенного поглощающего комплекса. После первой ротации не удобряемого севооборота сумма поглощенных катионов почвы уменьшилась на 0,88 мг–экв./100 г, второй – 1,51, третьей – 2,13 мг–экв./100 г. При оптимальной ( $N_{1740}P_{1740}K_{1160}$ ) для питания растений системе удобрения севооборота эти изменения были значительно ниже, и составляли соответственно – 0,69 мг–экв., 0,94 и 1,22 мг–экв./100 г почвы. При повышенных дозах ( $N_{2610}P_{2610}K_{1740}$ ) – выше – 0,91, 1,87 и 2,38 мг–экв./100 г. При такой общей тенденции на всех вариантах применения удобрений в почвенном поглощающем комплексе уменьшалось количество катионов кальция и магния, и повышалось – калия и аммония. В удобряемой почве содержание двух- и одновалентных катионов сокращалось. Следовательно, удобрения, внесенные в оптимальных количествах, сдерживая обеднение почвы обменно-поглощенными катионами, выполняют экологическую функцию.

Процесс подкисления почвы и снижения содержания суммы поглощенных оснований сопровождался изменением емкости катионного обмена. Обозначилась общая тенденция к ее сокращению, но весьма незначительному. В наибольшей мере она снижалась в почве без применения удобрений и их внесении в избыточном количестве. Удобрения, внесенные в оптимальной дозе ( $N_{1740}P_{1740}K_{1160}$ ), выступали фактором, сдерживающим сокращение емкости катионного обмена почвы. Наблюдалась слабая тенденция уменьшения степени насыщенности почвенно-поглощающего комплекса катионами как на не удобряемых делянках опыта, так и на систематически удобряемых.

**Агрохимическая характеристика почвы.** Содержание подвижных форм соединений фосфора в почве уменьшается при сельскохозяйственном использовании чернозема выщелоченного без применения минеральных удобрений или с их внесением в недостаточном количестве ( $N_{870}P_{870}K_{580}$ ). Оптимальные ( $N_{1740}P_{1740}K_{1160}$ ) и более высокие дозы ( $N_{2610}P_{2610}K_{1740}$ ) способствовали постепенному увеличению содержания подвижного фосфора в почве. Возрастание показателя, имеющее место при внесении повышенных количеств минеральных удобрений объясняется накоплением здесь неиспользованного фосфора растениями, и указывает на необходимость оптимизации доз фосфорных удобрений.

Содержание подвижного калия в черноземе выщелоченном постепенно снижается от ротации к ротации, где удобрения не применялись или они вносились в недостаточном количестве ( $N_{870}P_{870}K_{580}$ ). При научно обоснованной системе удобрения севооборота ( $N_{1740}P_{1740}K_{1160}$ ) содержание подвижного калия по ротациям севооборота практически не изменяется – находится в пределах 320–326 мг/кг. Увеличение доз вносимых удобрений ( $N_{2610}P_{2610}K_{1740}$ ) способствует повышению содержания этого элемента.



**Рисунок 2** – Динамика содержания гумуса, изменение кислотности почвенного раствора и гидролитической кислотности чернозема выщелоченного в течение 3-х ротаций севооборота

**Продуктивность севооборота.** Суммарная продуктивность севооборота без использования минеральных удобрений в первую ротацию составила 45,42 т/га зерновых единиц основной продукции, а во вторую и третью – выход продукции снизился соответственно на 1,28 и 6,42 т/га зерновых единиц. Максимальной продуктивности севооборот достигал при применении минеральных удобрений в оптимальном количестве, которая была выше, чем удобряемый севооборот на 29,92, 34,29 и 34,79 т/га зерновых единиц соответственно в первую, вторую и третью ротацию. Рост продуктивности от внесения повышенных количеств минеральных удобрений ( $N_{2610}P_{2610}K_{1740}$ ) изначально ниже, чем при внесении научно обоснованных доз, т. е.  $N_{1740}P_{1740}K_{1160}$ . Это, по-видимому, обусловлено нарушением соот-

ношения элементов питания в почве в связи с накоплением остаточных количеств фосфатов при неизменном калийном статусе и обеднение ее азотом.

Для установления агроэкологической степени насыщения севооборота равнинного агроландшафта удобрениями была определена окупаемость удобрений прибавкой основной сельскохозяйственной продукции. Окупаемость минеральных удобрений определяется прибавкой урожая и количеством внесенных удобрений, от которых она же и зависит. Самая высокая окупаемость – 6,44, 7,39 и 7,50 кг зерновых единиц на 1 кг действующего вещества полного минерального удобрения отмечена при их внесении из расчета  $N_{1740}P_{1740}K_{1160}$  за ротацию 11-ти полного севооборота, т. е. при оптимизации системы удобрения культур севооборота. При внесении небольших доз удобрений так и высокой насыщенности ими севооборота окупаемость их была ниже. Следует обратить внимание, что повышенные количества удобрений нецелесообразно с точки зрения их эффективного использования. Это иллюстрирует и сокращение окупаемости 1 кг действующего вещества удобрений прибавкой урожая, которая в 1,5–1,9 раз ниже, чем при их применении в оптимальной дозе.

С агроэкологической точки зрения критерием эффективности системы удобрения является баланс элементов питания в почве. Игнорирование баланса биогенных элементов питания растений в почве может привести к нарушению в почве оптимального соотношения между азотом и зольными элементами, что повлечет за собой снижение продуктивности культур севооборота.

**Баланс биогенных элементов.** Определялся он уровнем насыщенности севооборота удобрениями и связанным с этим их выносом с растущими урожаями культур. Положительный баланс азота и калия имел место только при высокой насыщенности севооборота удобрениями – и то лишь в первой ротации. В последующие ротации он был отрицательным даже при внесении под культуры повышенных доз ( $N_{2610}P_{2610}K_{1740}$ ) удобрений. Дефицит азота составлял 16,0 кг/га во вторую ротацию и 14,8 кг/га в третью, калия – 11,6 и 14,0 кг/га соответственно. В отличие от азота и калия, оптимальная доза применения удобрений ( $N_{1740}P_{1740}K_{1160}$ ) обеспечивает положительный баланс фосфора. Превышение этой дозы сопровождается еще большим разрывом между его приходом и расходом. Баланс в почве биогенных элементов, складывающийся при применении удобрений в оптимальном количестве, указывает на необходимость совершенствования системы удобрения севооборота в Центральной агроклиматической зоне Краснодарского края.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ.

1. Применение научно-обоснованных доз минеральных удобрений является неотъемлемым условием адаптивно-ландшафтной системы земледелия. Длительное использование удобрений в оптимальном для питания растений количестве за ротацию 11-ти полного зернотравянопропашного севооборота ( $N_{1740}P_{1740}K_{1160}$ ), обеспечивает повышение плодородия чернозема выщелоченного Западного Предкавказья и общей продуктивности.
2. Научно обоснованная система удобрения не вызывает существенного изменения реакции почвенного раствора, суммы поглощенных катионов, емкости катионного обмена, степени насыщенности основаниями почвенного поглощающего комплекса, что указывает на высокую его буферность.
3. При внесении удобрений из расчета  $N_{1740}P_{1740}K_{1160}$  окупаемость 1 кг действующего вещества составляла 6,44, 7,39 и 7,50 кг зерновых единиц соответственно в первую, вторую и третью ротации.
4. Баланс биогенных элементов в почве, складывающийся при применении удобрений, указывает на необходимость совершенствования системы удобрения севооборота в Центральной агроклиматической зоне Краснодарского края.

## ЛИТЕРАТУРА

- [1]Шеуджен А.Х. Агрохимия чернозема. Майкоп: «Полиграф-ЮГ», 2015. – 232 с.
- [2]Шеуджен А.Х., Нещадим Н.Н., Онищенко Л.М. Система удобрения. Краснодар: КубГАУ, 2009. – 206 с.
- [3]Шеуджен А.Х., Бондарева Т.Н. Методика агрохимических исследований и статистическая оценка их результатов: учеб. пособие. 2-е изд. перераб. и доп. Майкоп: ОАО «Полиграф-ЮГ», 2015. – 661 с.



**Глава II/27: ИЗМЕНЕНИЕ АГРОХИМИЧЕСКИХ СВОЙСТВ ЧЕРНОЗЕМА ОБЫКНОВЕННОГО ПРИ ДЛИТЕЛЬНОМ ПРИМЕНЕНИИ МИНЕРАЛЬНЫХ УДОБРЕНИЙ**  
**Chapter II/27: Change of Agrochemical Properties of Ordinary Chernozems under the Long-Term Application of Mineral Fertilizers**

**Евгения И. Годунова; Надежда Н. Шаповалова\*, Елена А. Менькина**

DOI 10.25680/5368.2018.85.83.124

\*Эл. Почта: [sniish@mail.ru](mailto:sniish@mail.ru)

Ставропольский научно-исследовательский институт сельского хозяйства, ул. Никонова 49, 356241 Михайловск, Ставропольский край, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Продуктивность севооборота зависит от параметров плодородия почвы. Минеральные удобрения являются эффективным средством для быстрого изменения её агрохимических свойств. В результате длительного воздействия удобрений на почву эти изменения носят устойчивый, в том числе и негативный, характер и затрагивают не только верхний, но и более глубокие слои почвы. Цель работы – оценить изменения кислотно-основных свойств, содержания гумуса, подвижных форм фосфора и калия в профиле чернозема обыкновенного, произошедшие в результате длительного внесения (в течение 30 лет) разных видов и доз минеральных удобрений. Проанализированы данные по 24 вариантам опыта, заложенного в 1975 году в условиях Центрального Предкавказья. Сделан вывод, что урожайность культур наиболее тесно коррелирует с содержанием гумуса и фосфора в слое 0-20 см. Фосфорные удобрения имеют решающее значение в повышении продуктивности севооборота, но их эффективность возрастает при совместном внесении с азотом и калием. Аммиачная селитра и суперфосфат повысили фактическую кислотность почвенного раствора, уменьшили запасы карбонатов кальция, магния и подвижного калия. Отмечена важная роль суперфосфата в увеличении насыщенности почвенного поглощающего комплекса кальцием и в сокращении потерь гумуса в слое 0-60 см.

**Abstract.** Productivity of crop rotation depends on the parameters of soil fertility. Mineral fertilizers are an effective means to quickly change its agrochemical properties. As a result of prolonged exposure to fertilizer these changes are sustainable, including negative in nature and affect not only the upper but also the deeper layers of the soil. The purpose of this study was to evaluate changes in acid-base properties, the content of humus, mobile forms of phosphorus and potassium in the profile of ordinary Chernozem, occurred in the result of a long introduction (over 30 years) of different types and doses of mineral fertilizers. Analyzed data on 24 variants of experience, founded in 1975 in the Central Ciscaucasia. The conclusion is that crop yields are most closely correlated with the humus content and phosphorus in the 0-20 cm layer of Phosphate fertilizers are critical in improving the productivity of crop rotation, but increases their efficiency at joint application with nitrogen and potassium. Ammonium nitrate and superphosphate increased the actual acidity of soil solution, reduced the reserves of carbonates of calcium, magnesium, and mobile potassium. The important role of superphosphate in increasing the saturation of the soil absorbing complex by calcium and in reducing the loss of humus in the layer of 0-60 cm.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** минеральные удобрения, плодородие почвы, гумус, кислотно-основные свойства почвы, подвижный фосфор, обменный калий, продуктивность севооборота

**Keywords:** mineral fertilizers, the fertility of the soil, humus, acid-base properties of soil, mobile phosphorus, the exchange potassium, productivity of crop rotation

### **ВВЕДЕНИЕ**

Эффективность сельскохозяйственного производства зависит от плодородия почвы. Черноземные почвы имеют высокий природный уровень плодородия. Для его восполнения требуется внесение удобрений. Минеральные удобрения являются самым эффективным и быстродействующим средством обеспечения культур питательными элементами и оказывают разностороннее влияние на агрохимические свойства почвы. Длительное воздействие удобрений на почву повышает её продукционный потенциал, но может привести и к негативным изменениям параметров плодородия. Целью работы являются анализ и количественная оценка изменений кислотно-основных свойств, содержания гумуса, подвижных форм фосфора и калия в черноземе обыкновенном под влиянием

многолетнего систематического внесения разных видов и доз минеральных удобрений в условиях Ташлянского ландшафта байрачных лесостепей Центрального Предкавказья. Была поставлена задача определить изменения свойств почвы в двух слоях (0-20 и 0-60 см) и установить зависимость продуктивности севооборота от агрохимических параметров плодородия.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Исследования были выполнены в трехфакторном полевом опыте в период с 1975 по 2014 гг. Почва - чернозем обыкновенный мощный малогумусный тяжелосуглинистый на лессовидных суглинках. Агрохимические параметры почвы в слое 0-20 см перед закладкой опыта в 1976-1978 гг.: рН - 7,3; гумус - 4,30%; подвижные соединения фосфора и калия - 10,4-15,7 и 196-212 мг/кг почвы. Севооборот шестипольный. Чередование культур: 1 - чистый пар, 2 - озимая пшеница, 3 - озимая пшеница, 4 - кукуруза на силос (или пар), 5 - озимая пшеница, 6 - овес (или яровой ячмень). Основная обработка почвы - вспашка на глубину 20-22 см, культивации - на 6-12 см. Схема опыта состоит из 42 вариантов. В таблицах 1 и 2 приведены данные по 16 и 24 вариантам. Азотное, фосфорное и калийное удобрение вносили перед посевом культуры под культивацию в разных дозах отдельно и на фоне двух других элементов. Севооборот развёрнут тремя полями. Повторность вариантов - четырехкратная. В опыте использовали аммиачную селитру, суперфосфат и 40-процентную калийную соль. Удобрения применяли в течение 30 лет (пять ротаций севооборота). В этот период было внесено от 630 до 3780 кг/га азота и фосфора (21-кратное наложение) и от 450 до 2700 кг/га калия (15-кратное). Отбор почвы проведен в начале шестой ротации на второй год после прекращения внесения удобрений. Для лабораторного анализа использовали потенциометрический метод (рН), метод мокрого сжигания по И.В. Тюрину (гумус), вытяжку однопроцентным раствором углекислого аммония (фосфор и калий по Мачигину) и другие методы [1]. Данные оценены с использованием методов статистического анализа - трехфакторного дисперсионного и корреляционно-регрессионного. Были рассмотрены основные агрохимические свойства почвы и средняя (за 5 ротаций) продуктивность 1 гектара севооборотной площади.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

**Кислотно-основные свойства.** Длительное применение аммиачной селитры в дозах от 60 до 150 кг/га N вызвало увеличение активной кислотности в пахотном слое чернозема на 0,16-0,42; суперфосфата - на 0,19-0,29 ед. рН (Таблица 1). Установлена положительная связь реакции среды с дозой удобрения [1]. Изменения величины рН обнаружены в слое 0-60 см. Карбонаты кальция и магния препятствовали подкислению почвенного раствора, что привело к сокращению их запасов в слое 0-60 см. Азотные удобрения уменьшили запасы  $\text{CaCO}_3$  относительно контроля на 31,5-72,2; фосфорные - на 34,5-44,2 т/га. Подкисление почвы под влиянием аммиачной селитры сопровождалось также потерей кальция и магния из почвенного поглощающего комплекса (ППК). Сумма поглощенных оснований в слое 0-20 см уменьшилась на 7,4-13,2%. Потеря магния проходила более интенсивно. Запасы обменного СаО в слое 0-60 см сократились на 3,5-5,3%, MgO - на 21,2-33,6%. Суперфосфат, напротив, способствовал увеличению содержания кальция в ППК в слое 0-20 см на 14,0-19,3% и запасов СаО в 0-60 см - на 14,7-15,9%. Увеличение насыщенности ППК кальцием явилось причиной повышения рН почвенного раствора в период последствия фосфорного удобрения.

**Гумус.** За 32 года ведения сельскохозяйственного производства без удобрений содержание гумуса в слое 0-20 см уменьшилось относительно исходного уровня на 21% (Таблица 2). Запасы гумуса в слое 0-60 см сократились на 16%. Средняя потеря гумуса в слое 0-20 см составила 0,029% или 0,45 т/га в год; в 0-60 см - 1,38 т/га. Фосфорное удобрение в дозе 60 и более кг/га  $\text{P}_2\text{O}_5$  снизило общие потери гумуса в слое 0-20 см в сравнении с не удобренным контролем на 0,30-0,46% или в 1,5-2,0 раза. Запасы гумуса в слое 0-60 см были выше контроля на 3,1-27,1 т/га или на 1,3-11,2%. Положительное влияние фосфора возрастало пропорционально дозе удобрения. Азотное удобрение уступило фосфорному в вопросе сохранения гумуса. Влияние азота зависело от его дозы и обеспеченности почвы фосфором. При низком содержании подвижных форм фосфора минимальные среднегодовые потери гумуса в слое 0-20 см и в слое 0-60 см отмечены при внесении 60 кг/га N - 0,013% и 0,79 т/га. Высокие дозы азотного удобрения усиливали процесс дегумусирования почвы. При совместном внесении с фосфором и калием доза азотного удобрения может быть увеличена до 90 кг/га д.в. В этом случае средняя потеря гумуса в слое 0-20 см составила 0,016% в год; в 0-60 см - 0,69 т/га. Наиболее эффективным агрохимическим приемом уменьшения потерь гумуса в слое 0-



60 см почвы является систематическое внесение фосфора в дозе 90-150 кг/га и азота в дозе 30-90 кг/га на фоне P120K120.

**Таблица 1** – Показатели кислотно-основных свойств чернозема обыкновенного

| Вариант опыта                                      | рН      |          |          | Поглощённые основания  |   |                |      | CaCO <sub>3</sub>                       |         |
|--|---------|----------|----------|------------------------|---|----------------|------|---|---------|
|  |         |          |          | Ca <sup>2+</sup>       | Mg <sup>2+</sup>                        | CaO            | MgO  | 0-20 см                                 | 0-60 см |
|  | 0-20 см | 20-40 см | 40-60 см | 0-20 см (мг-экв./100г) |   | 0-60 см (т/га) |      | %                                       | т/га    |
| Блок с азотным удобрением                          |         |          |          |                        |   |                |      |   |         |
| N <sub>0</sub>                                     | 7,03    | 7,47     | 7,77     | 26,9                   | 5,6                                     | 60,4           | 7,46 | 0,83                                    | 111,4   |
| N <sub>30</sub>                                    | 6,92    | 7,39     | 8,07     | 25,3                   | 4,8                                     | 57,8           | 5,88 | 0,94                                    | 79,9    |
| N <sub>90</sub>                                    | 6,61    | 6,93     | 7,88     | 24,6                   | 3,6                                     | 57,2           | 5,47 | 0,65                                    | 60,8    |
| N <sub>150</sub>                                   | 6,64    | 7,06     | 7,92     | 26,8                   | 1,6                                     | 58,3           | 4,95 | 0,40                                    | 39,2    |
| P <sub>120</sub> K <sub>120</sub> - фон 1          | 6,96    | 7,09     | 7,67     | 24,4                   | 4,4                                     | 57,4           | 4,50 | 0,84                                    | 83,4    |
| P <sub>120</sub> K <sub>120</sub> N <sub>30</sub>  | 7,09    | 7,52     | 8,18     | 27,3                   | 4,0                                     | 61,3           | 5,40 | 0,62                                    | 78,4    |
| P <sub>120</sub> K <sub>120</sub> N <sub>90</sub>  | 6,97    | 7,49     | 8,27     | 25,1                   | 3,5                                     | 60,3           | 5,57 | 0,55                                    | 102,1   |
| P <sub>120</sub> K <sub>120</sub> N <sub>150</sub> | 6,50    | 7,0      | 8,25     | 27,1                   | 5,6                                     | 60,4           | 5,74 | 0,96                                    | 119,2   |
| Блок с фосфорным удобрением                        |         |          |          |                        |   |                |      |   |         |
| P <sub>0</sub>                                     | 7,03    | 7,47     | 7,77     | 26,4                   | 5,6                                     | 59,2           | 7,46 | 0,77                                    | 109,0   |
| P <sub>30</sub>                                    | 7,00    | 7,0      | 7,57     | 30,1                   | 8,3                                     | 68,1           | 7,91 | 0,46                                    | 66,6    |
| P <sub>90</sub>                                    | 6,82    | 7,12     | 7,43     | 31,5                   | 6,5                                     | 67,9           | 8,78 | 0,42                                    | 64,8    |
| P <sub>150</sub>                                   | 6,78    | 7,05     | 7,34     | 30,9                   | 6,1                                     | 68,6           | 7,79 | 0,61                                    | 74,5    |
| N <sub>120</sub> K <sub>120</sub> - фон 2          | 6,67    | 7,40     | 7,85     | 30,9                   | 3,7                                     | 59,8           | 7,98 | 0,92                                    | 78,8    |
| N <sub>120</sub> K <sub>120</sub> P <sub>30</sub>  | 6,61    | 6,86     | 7,76     | 28,3                   | 5,6                                     | 61,7           | 8,92 | 0,88                                    | 73,1    |
| N <sub>120</sub> K <sub>120</sub> P <sub>90</sub>  | 6,64    | 7,30     | 7,63     | 30,1                   | 4,5                                     | 61,8           | 8,75 | 0,88                                    | 74,9    |
| N <sub>120</sub> K <sub>120</sub> P <sub>150</sub> | 6,53    | 6,86     | 7,32     | 28,8                   | 3,5                                     | 62,6           | 8,57 | 0,72                                    | 71,6    |
| НСР <sub>05</sub> частных средних                  | 0,17    | 0,25     | 0,23     | 3,65                   | 3,76 (F <sub>ф</sub> < F <sub>т</sub> ) | 4,99           | 3,19 | 0,49 (F <sub>ф</sub> < F <sub>т</sub> ) | 29,2    |

**Подвижные формы фосфора и калия.** Длительное применение фосфорного удобрения привело к накоплению остаточных фосфатов в верхнем слое и в слое 0-60 см почвы [2,3]. В слое 0-20 см содержание подвижных форм P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> составило 42,3-90,8 мг/кг почвы, что выше контроля на 133-405%. Запасы остаточных фосфатов в слое 0-60 см увеличились на 93-330 кг/га, или на 88-313% (Таблица 2). Около 53-63% прироста запасов P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> в слое 0-60 см находилось в пахотном слое. При совместном внесении с азотным и калийным удобрением количество не использованного растениями фосфора было меньше из-за более высокой урожайности культур. На участках применения аммиачной селитры, особенно в высоких дозах (120-150 кг/га N), отмечена тенденция увеличения количества подвижного фосфора в профиле почвы в результате кислотного гидролиза трудно растворимых фосфатов кальция и магния.

После внесения фосфорного удобрения обнаружено снижение содержания обменного калия в слое 0-20 см на 42-47 мг/кг (18-20%) и его запасов в слое 0-60 см на 157-188 кг/га (10-12%). На вариантах применения азотного удобрения отмечена тенденция уменьшения обеспеченности почвы обменным калием.

**Продуктивность севооборота.** При ежегодном применении положительное влияние фосфорного удобрения на урожайность культур было выше азотного [4,5]. Ежегодный прирост продуктивности севооборота при использовании только азотного удобрения составил 0,06-0,12 тыс. зерн. ед. (2,6-5,1% к контролю), а фосфорного – 0,23-0,45 тыс. зерн. ед. или 9,8-19,1% (Таблица 2). Самая высокая продуктивность одного гектара севооборотной площади была достигнута при совместном внесении азота, фосфора и калия. В среднем за 5 ротаций она составила 2,90-3,04 тыс. зерн. ед. (23,4-29,4% к контролю). Продуктивность гектара севооборотной площади находилась в наиболее тесной зависимости от содержания гумуса и подвижного фосфора в слое 0-20 см (Таблица 3). Коэффициент корреляции между фактической и теоретической продуктивностью, рассчитанной по уравнениям регрессии, для гумуса составил 0,72; для фосфора – 0,83. Согласно величины критерия существенности (t<sub>факт</sub>) связь достоверная средней силы. Зависимости между рН, калием и продуктивностью были отрицательные. Эти агрохимические параметры не имели решающего значения при формировании урожайности культур.

**Таблица 2** – Показатели обеспеченности почвы питательными веществами и продуктивность 1 гектара севооборотной площади

| Вариант опыта                                      | Гумус   |         | P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> |         | K <sub>2</sub> O |         | Продуктивность 1 га севооборотной площади, тыс. зерн. ед |
|--|---------|---------|-------------------------------|---------|------------------|---------|--|
|  | 0-20 см | 0-60 см | 0-20 см                       | 0-60 см | 0-20 см          | 0-60 см |  |
|  | %       | т/га    | мг/кг                         | кг/га   | мг/кг            | кг/га   |  |
| Блок с азотным удобрением                          |         |         |                               |         |                  |         |  |
| N <sub>0</sub>                                     | 3,38    | 240,9   | 18,0                          | 105,5   | 237              | 1523    | 2,35   |
| N <sub>30</sub>                                    | 3,63    | 244,0   | 21,4                          | 121,4   | 219              | 1478    | 2,35   |
| N <sub>60</sub>                                    | 3,89    | 259,8   | 22,9                          | 127,6   | 218              | 1455    | 2,41   |
| N <sub>90</sub>                                    | 3,61    | 257,4   | 23,4                          | 127,1   | 219              | 1458    | 2,45   |
| N <sub>120</sub>                                   | 3,48    | 255,4   | 25,6                          | 136,1   | 217              | 1455    | 2,45   |
| N <sub>150</sub>                                   | 3,48    | 249,5   | 23,9                          | 139,4   | 215              | 1458    | 2,47   |
| P <sub>120</sub> K <sub>120</sub> - фон 1          | 3,78    | 262,6   | 70,3                          | 334,1   | 224              | 1535    | 2,86   |
| P <sub>120</sub> K <sub>120</sub> N <sub>30</sub>  | 3,77    | 266,3   | 72,8                          | 322,4   | 226              | 1498    | 2,95   |
| P <sub>120</sub> K <sub>120</sub> N <sub>60</sub>  | 3,73    | 260,0   | 73,5                          | 321,8   | 225              | 1496    | 3,04   |
| P <sub>120</sub> K <sub>120</sub> N <sub>90</sub>  | 3,82    | 263,1   | 73,5                          | 326,5   | 219              | 1504    | 3,04   |
| P <sub>120</sub> K <sub>120</sub> N <sub>120</sub> | 3,79    | 253,6   | 74,8                          | 325,0   | 213              | 1482    | 3,01   |
| P <sub>120</sub> K <sub>120</sub> N <sub>150</sub> | 3,81    | 254,1   | 78,5                          | 338,0   | 218              | 1487    | 3,01   |
| Блок с фосфорным удобрением                        |         |         |                               |         |                  |         |  |
| P <sub>0</sub>                                     | 3,38    | 240,9   | 18,0                          | 105,5   | 237              | 1523    | 2,35   |
| P <sub>30</sub>                                    | 3,53    | 244,0   | 42,3                          | 198,8   | 195              | 1335    | 2,58   |
| P <sub>60</sub>                                    | 3,68    | 253,5   | 58,5                          | 255,6   | 197              | 1398    | 2,65   |
| P <sub>90</sub>                                    | 3,73    | 261,6   | 66,8                          | 316,8   | 197              | 1371    | 2,72   |
| P <sub>120</sub>                                   | 3,78    | 263,9   | 83,2                          | 374,6   | 190              | 1366    | 2,74   |
| P <sub>150</sub>                                   | 3,84    | 268,0   | 90,8                          | 435,4   | 190              | 1379    | 2,80   |
| N <sub>120</sub> K <sub>120</sub> - фон 2          | 3,63    | 259,3   | 27,2                          | 139,9   | 225              | 1481    | 2,69   |
| N <sub>120</sub> K <sub>120</sub> P <sub>30</sub>  | 3,84    | 254,6   | 37,2                          | 179,1   | 218              | 1503    | 2,90   |
| N <sub>120</sub> K <sub>120</sub> P <sub>60</sub>  | 3,80    | 253,5   | 52,2                          | 230,4   | 217              | 1492    | 3,00   |
| N <sub>120</sub> K <sub>120</sub> P <sub>90</sub>  | 3,76    | 249,8   | 65,5                          | 296,3   | 208              | 1467    | 3,04   |
| N <sub>120</sub> K <sub>120</sub> P <sub>120</sub> | 3,78    | 251,1   | 77,0                          | 336,8   | 209              | 1449    | 3,02   |
| N <sub>120</sub> K <sub>120</sub> P <sub>150</sub> | 3,82    | 256,1   | 79,2                          | 344,1   | 205              | 1428    | 3,03   |
| НСР <sub>05</sub> частных средних                  | 0,17    | 8,3     | 15,5                          | 56,6    | 28               | 134     | 0,12   |

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. В условиях Центрального Предкавказья на черноземе обыкновенном фосфорные удобрения в сравнении с азотными имеют приоритетное значение при формировании урожайности культур. Самая высокая продуктивность севооборота была достигнута при совместном внесении фосфорного, азотного и калийного удобрений. Продуктивность одного гектара севооборотной площади более всего коррелирует с содержанием гумуса и подвижных соединений фосфора в слое 0-20 см.
2. Минеральные удобрения оказали разностороннее влияние на агрохимические свойства почвы. Длительное применение аммиачной селитры и суперфосфата привело к увеличению активной кислотности в слое 0-20 см и снижению запасов карбонатов кальция и магния в слое 0-60 см чернозема. Аммиачная селитра способствовала также увеличению потерь кальция и магния из почвенного поглощающего комплекса.
3. Систематическое применение минеральных удобрений в зернопаровом севообороте не сохранило тот уровень содержания гумуса в почве, который был перед закладкой опыта в 1975 году. Суперфосфат минимизировал потери гумуса в профиле почвы. Высокие дозы азотного удобрения усиливали процесс дегумусирования.

4. Длительное внесение фосфорного удобрения привело к значительному накоплению остаточных фосфатов и к снижению подвижного калия в профиле почвы (0-60 см). На участках применения аммиачной селитры отмечена тенденция увеличения количества подвижного фосфора и уменьшения запасов калия в почве.

**Таблица 3** – Парные связи средней продуктивности 1 гектара севооборотной площади (y) с агрохимическими свойствами (x) чернозема обыкновенного (1975-2009 гг.) Табличное значение критерия существенности на 5% уровне значимости ( $t_{\text{табл}}$ ) – 2,07

| Независимая переменная (x) | Уравнение регрессии      | Коэффициент корреляции (r) между фактической и расчетной продуктивностью | Критерий существенности на 5% уровне значимости ( $t_{\text{факт}}$ ) |
|----------------------------|--------------------------|--|---|
| рН в 0-20 см               | $y = 5,229 - 0,3657x_1$  | -0,26  | -1,25   |
| Гумус в 0-20 см            | $y = 1,271x_2 - 1,952$   | 0,72   | 4,93  |
| Гумус в 0-60 см            | $y = 0,0153x_3 - 1,168$  | 0,45   | 2,34  |
| Фосфор в 0-20 см           | $y = 0,0086x_4 + 2,287$  | 0,83   | 6,91  |
| Фосфор в 0-60 см           | $y = 0,002x_5 + 2,25$    | 0,79   | 6,91  |
| Калий в 0-20 см            | $y = 3,618 - 0,0041x_6$  | -0,20  | -0,97   |
| Калий в 0-60 см            | $y = 0,0004x_7 + 2,1205$ | 0,09   | 0,42  |

#### ЛИТЕРАТУРА

- [1] Шаповалова, Н.Н., Годунова, Е.И., Шустикова, Е.П. 2016. Кислотно-основные свойства чернозема обыкновенного после длительного внесения минеральных удобрений. Плодородие №4(91), 15-18.
- [2] Шустикова Е.П., Шаповалова Н.Н. 2011. Особенности формирования запасов остаточных фосфатов в черноземе обыкновенном при длительном применении удобрений. Плодородие №1(58), 21-23.
- [3] Шаповалова, Н.Н., Шустикова, Е.П. 2017. Питательный режим обыкновенного чернозема в последствии длительного применения фосфорных удобрений. Плодородие №2(95), 34-38.
- [4] Шустикова Е.П., Шаповалова Н.Н. 2015. Действие и последствие длительного внесения минеральных удобрений на продуктивность севооборота и баланс макроэлементов в черноземе обыкновенном. 2015. Агрохимия №8, 49-56.
- [5] Шаповалова, Е.И., Шустикова, Е.П., А.А. Воропаева. 2017. Влияние длительного внесения минеральных удобрений на продуктивность полевого севооборота в прямом действии и последствии. Достижения науки и техники АПК. Т.31. №2. С.11-14.

**Глава II/28: МОНИТОРИНГ ВНЕСЕНИЯ УДОБРЕНИЙ И ПЛОДОРОДИЯ ПОЧВ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЛАНДШАФТОВ АЗЕРБАЙДЖАНА**  
**Chapter II/28: Monitoring Fertilization and Soil Fertility in Agricultural Landscapes of Azerbaijan**

**Гошгар Мамедов**

DOI 10.25680/5728.2018.79.17.125

Goshgar M. Mammadov

Эл. Почта: [goshgarmm@rambler.ru](mailto:goshgarmm@rambler.ru)

Институт Почвоведения и Агрохимии Национальной Академии Наук Азербайджана, AZ1073 г. Баку ул. М. Рагима 5

**РЕЗЮМЕ.** Исследования плодородия почв Азербайджана и применения удобрений на этих почвах показали, что за последние десятилетия в связи с хозяйственной деятельностью человека еще больше усиливается антропогенное влияние на природные экосистемы, в том числе и на сельскохозяйственные ландшафты. Сокращение количества применяемых минеральных и органических удобрений под основные сельскохозяйственные культуры обусловило снижение содержания питательных элементов и гумуса в почвах Азербайджана. Для формирования и обеспечения высоких и качественных урожаев выращиваемых культур в первую очередь необходимо повышение эффективного плодородия почв, а также внесение минеральных и органических удобрений в соответствии с потребностью каждой отдельной культуры. Применение минеральных и органических удобрений должно обеспечивать максимальный урожай с каждой единицы площади. Для этого при использовании минеральных удобрений должно учитываться содержание в почве и баланс отдельных элементов. Годовые нормы применяемых минеральных и органических удобрений под различными сельскохозяйственными культурами должны рассчитываться на основе балансового учета по каждому питательному элементу в почве

**Abstract.** Studies of soil fertility of Azerbaijan showed that the anthropogenic influence on natural ecosystem has intensified in connection with the economic activity of humans for the last decades. This has implications for all ecosystems including agricultural landscapes. Mainly, a shortage of the application of mineral and organic fertilizers for plant cropping has led to a decrease of nutrients and humus in soils of Azerbaijan. For growing crops of high quality and for achieving high yields an increase of the effective soil fertility is required, also an application of mineral and organic fertilizers for each culture according to their specific need. Application of mineral and organic fertilizers must be provided for high yields on each unit of the area. Contents of nutritional elements in soils and their balance must be considered. Annual rates of mineral and organic fertilizers for different agricultural crops need to be based on the balance calculation for every soil nutrient.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** почвы, Азербайджан, баланс, азот, фосфор, калий, минеральное и органическое удобрение, урожайность сельскохозяйственных культур.

**Keywords:** soils, Azerbaijan, balance, nitrogen, phosphorus, potassium, mineral and organic fertilization, crop yield

### **ВВЕДЕНИЕ**

В почвенном покрове Азербайджана выделяется комплекс горно-луговых, горно-лесных бурых, горно-лесных коричневых, горно-черноземных, каштановых, желтоземных, сероземных и серобурых, луговых и солончаковых почв. Каштановые, желтоземы, серо-бурые и луговые почвы в основном интенсивно используются в сельскохозяйственных целях как орошаемые пахотные почвы. В результате резкого снижения внесенных удобрений под различными сельскохозяйственными культурами в сельскохозяйственных ландшафтах Азербайджана наблюдается отрицательного баланс по основным питательным элементам (NPK). Безвозвратный вынос с растениями азота, фосфора и калия создает дефицит усвояемых форм этих элементов.

Целью работы является анализ и оценка плодородия почв под сельскохозяйственными культурами, а также разработка рекомендаций для установления оптимальных норм и доз минеральных и органических удобрений под сельскохозяйственными культурами с целью снижения балансовых разниц по содержанию азота, фосфора и калия между почвой и выносом этих элементов с урожаем выращиваемых растений.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Исследования по оценке эффективного плодородия почв под различными сельскохозяйственными культурами в разных регионах Азербайджана проводились в течение последних 13 лет (2003-2016 гг). Были применены и использованы почвенно-агрохимические методы исследования почв: Методика полевого опыта [6]; Агрохимические методы исследования почв [5]; Руководство по химическому анализу [4].

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Почвенный покров Азербайджана изучается учеными для разных целей [1;2;3]. Горно-луговые почвы залегают в высокогорной зоне Большого и Малого Кавказа на высоте 1800-3000м над уровнем моря. Их общая площадь 559,3тыс. га или 6,6% от площади страны.

Эти почвы характеризуются содержанием большого количества гумуса (до 10%) при резком его снижении с глубиной, высокой емкостью обмена (45-60мг-экв. на 100г абс.сухой почвы) и кислой реакцией (рН-5,5-6,4). Горно-луговые почвы занимают в основном массивы высокопродуктивных лесных пастбищ, меньше сенокосов и частично используются под посевы пропашных культур. Горно-лесные бурые почвы лесной зоны Большого и Малого Кавказа располагаются в пределах высот примерно 900-1200м. Общая их площади 416,5 тыс.га (4,8%). Эти почвы в основном находятся под лиственными лесами (буковые, грабовые и др.).

Горно-лесные коричневые почвы формируются в условиях более сухого и умеренного теплого климата. Общая площадь этих почв составляет 1212,0 га (14,0%). Горно-лесные коричневые почвы в основном заняты лесами и имеют большое почвозащитное и водоохранное значение.

Горные черноземы приурочены к зоне средних гор, т.е. расположены на высоте в пределах 800-1600м, их общая площадь 76,2тыс.га (0,9%). Горные черноземы, развиваясь под дерново-степной растительностью, отличаются высоким содержанием гумуса (до 6-7%) в верхних горизонтах при постоянном его снижении по почвенному профилю. В составе поглощенных оснований преобладает кальций 60-90%. Горные черноземы в настоящее время в значительной мере освоены под зерновые культуры, картофель и овощные культуры.

Желтоземные почвы широко развиты в области предгорий и низменных гор Ленкоранской области. Они занимают площадь 15,1тыс.га т.е. (18%) от общей площади Азербайджана. Формируются, эти почвы в условиях влажного субтропического климата средиземноморского типа; рН водной суспензии изменяется в пределах 5,4-6,2%, емкость обмена снижена (около 20мг-экв. на 100 г почвы) с преобладанием обменного кальция (70-80%).

Желтоземные почвы характеризуются благоприятными показателями для культуры чая: кислой реакцией и отсутствием карбонатов в профиле.

Каштановые почвы занимают в Азербайджане 2200,6тыс.га, т.е. 25,5% от общей площади. Они располагаются довольно широкой полосой в предгорьях и в полосе низких гор на высоте более 200м. Для этих зон характерна растительность сухих степей. Во всех типах каштановой почвы в составе обменных оснований преобладает кальций (90%).

Каштановые почвы республики в высокой степени освоены и используются под плодовыми культурами, хлопок, виноград, зерновые и зимние пастбища.

Сероземные и серо-бурые почвы распространены на 2493,2тыс.га (28,9%) в Кура-Араксинской низменности в условиях субтропического климата.

Сероземы характеризуются незначительным содержанием гумуса (1,6-2%) и высокой карбонатностью. Сероземы и серо-бурые почвы в условиях орошения используется под овощные, плодовые и виноградные плантации, под хлопчатник, а также являются кормовой базой, служат зимними пастбищами.

Луговые почвы также как и сероземные и серо-бурые распространены в условиях сухого и полупустынного климата их общая площадь 1050,8тыс.га (5,5%).

Следует отметить, что в луговых почвах, по сравнению с сероземными и серо-бурыми почвами емкость обмена возрастает, в ее составе уменьшается доля кальция, возрастает содержания магния.

Эти почвы являются основой орошаемого земледелия республики.

Общая территория Азербайджана 86,6 тыс. км<sup>2</sup>, т.е. (8,6 млн.га). Сельскохозяйственные угодья составляют 55,1% от общей территории республики. Из них 25,9% т.е. (2,24млн.га) пашня, сады и плантации, а 29,2% т.е. (2,52млн.га) пастбища и сенокосы; 12% территории составляет лесной фонд республики.[1,7]



**Таблица 1-** Посевные площади и урожайность сельскохозяйственных культур за 2016 г.

| Сельскохозяйственные культуры          | Посевные площади тыс.га                          | От посевных площадей % | Всего произведено растениеводческой продукции (тыс. тон.) | Средняя урожайность, ц/га  |                               |                  |
|--|--|------------------------|---|----------------------------|-------------------------------|------------------|
| 1.Зерновые и зернобобовые              | 997,5  | 5,54                   | 3065.1  | 30,6                       |                               |                  |
| 2.Технические культуры                 | 73,6   | 4,08                   | 422,3   | 109,1                      |                               |                  |
| 3.Картофель, овощи и бахчевые культуры | 163,1  | 9,06                   | 1270,6  | 159,0                      |                               |                  |
| 4. Кормовые культуры                   | 394,1  | 21,9                   | 847,3   | 21,5                       |                               |                  |
| 5.Плодовые и ягоды                     | 171,8  | 9,5                    | 882,8   | 65,7                       |                               |                  |
| Сельскохозяйственные культуры          | Средний вынос с 10ц урожая и побочной продукцией |                        |   | Общие выносы с гектара, кг |                               |                  |
|  | Азот кг/га                                       | Фосфор кг/га           | Калий кг/га   | N                          | P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> | K <sub>2</sub> O |
| 1.Зерновые и зернобобовые              | 30,6   | 10,3                   | 23,6  | 93,6                       | 31,5                          | 72,2             |
| 2.Технические культуры                 | 33,8   | 5,3                    | 69,1  | 252,4                      | 64,5                          | 316,1            |
| 3.Картофель, овощи и бахчевые культуры | 3,6  | 1,2                    | 5,0   | 57,2                       | 19,1                          | 79,5             |
| 4. Кормовые культуры                   | 15,5   | 3,2                    | 11,8  | 33,3                       | 6,9                           | 25,4             |
| 5.Плодовые и ягоды                     | 23,3   | 17,0                   | 19,0  | 153,0                      | 111,7                         | 124,8            |

Посевные площади за 2016 г в Азербайджане приведены в таблице 1. Как видно из таблицы посевные площади под зерновыми и зернобобовыми культурами - 997,5тыс.га, под техническими культурами - 73,6тыс.га, под картофелем, овощами и бахчевыми культурами – 163,1тыс.га, под кормовыми культурами – 394,1тыс.га, а под плодовыми и ягодами – 171,8тыс.га.

Средняя урожайность зерновых и зернобобовых культур составила – 30,6 ц/га, технических культур – 109,1ц/га, картофеля и овощных культур – 159,0ц/га, кормовых культур -21,5ц/га (воздушно-сухого вещ-ва), а средняя урожайность плодовых и ягодных растений достигла до 65,7ц/га.

Был установлен средний вынос азота, фосфора и калия под посевными площадями Республики. Вынос этих элементов зерновыми и зернобобовыми культурами соответственно составил: 30,6,10,3, 23,6 кг/га; техническими культурами - 33,8, 5,3 и 69,1 кг/га; картофелем, овощами и бахчевыми культурами - 3,6, 1,2 и 5,0 кг/га; кормовыми культурами 15,5, 3,2 и 11,8 кг/га; плодовыми и ягодными культурами - 23,3, 17,0 и 19,0 кг/га.

Выявлено, наибольшая часть из посевных площадей за 2016г 1,8млн.га или 55,4% отведена под зерновыми и зернобобовыми культурами, а наименьшее занято под техническими культурами – 4,08%. Под картофелем, овощами и бахчевыми культурами занято – 9,06%; под кормовыми культурами – 21,9%, а под плодовыми и ягодными культурами всего занято – 9,5%.

В проведенных исследованиях наряду с выносом основных питательных (NPK) элементов из почвы с урожаем и побочной растениеводческой продукцией изучен и баланс азота, фосфора и калия (табл.2). Выявлено, что на всех посевных площадях занятых различными агроценозами баланс азота, фосфора и калия отрицательный. Максимальный был установлен отрицательный баланс из основных питательных веществ по азоту и фосфору под техническими культурами (хлопок, сахарная свекла, подсолнечник, табак). Так баланс азота составил – 293,3кг/га; а баланс калия выявлено – 735кг/га. А наибольший недостаток фосфора был выявлен под плодовыми и ягодными культурами (-106,1кг/га). При этом баланс азота – 122,9, а баланс калия составил – 117,5кг/га.

Под зерновыми и зернобобовыми культурами установлен отрицательный баланс питательных элементов азота - 57,9кг/га; фосфора - 24,8кг/га и калия - 63,5кг/га.

Было также выявлено, что на всех посевных площадях под сельскохозяйственными культурами минеральные удобрения внесены в низких нормах. Так, азотные удобрения в пределах 9,8-77,4 кг/га, фосфорные в нормах 1,8-14,4кг/га, а калийные в пределах 2,4-18,8кг/га. Всего из применяе-

мых в агроландшафтах Азербайджана минеральных удобрений примерно 70% составляют азотные, 13% фосфорные и 17% калийные удобрения.

**Таблица 2-** Внесение минеральных удобрений и баланс NPK под сельскохозяйственными культурами за 2016 г.

| Сельскохозяйственные культуры          | Внесено минеральных удобрений кг/га |                               |                  | Всего внесено NPK, кг/га |                               |                  |
|--|-------------------------------------|-------------------------------|------------------|--------------------------|-------------------------------|------------------|
|  | N                                   | P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> | K <sub>2</sub> O |                          |                               |                  |
| 1.Зерновые и зернобобовые              | 35,7                                | 6,63                          | 8,67             | 51,0                     |                               |                  |
| 2.Технические культуры                 | 77,4                                | 14,4                          | 18,8             | 110,5                    |                               |                  |
| 3.Картофель, овощи и бахчевые культуры | 30,4                                | 5,7                           | 7,4              | 43,5                     |                               |                  |
| 4.Кормовые культуры                    | 9,8                                 | 1,8                           | 2,4              | 14,0                     |                               |                  |
| 5.Плодовые и ягоды                     | 30,1                                | 5,6                           | 7,3              | 43,0                     |                               |                  |
| Сельскохозяйственные культуры          | Вынос кг/га                         |                               | Баланс кг/га     |                          |                               |                  |
|  | N                                   | P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> | K <sub>2</sub> O | N                        | P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> | K <sub>2</sub> O |
| 1.Зерновые и зернобобовые              | 93,6                                | 31,5                          | 72,2             | - 57,9                   | - 24,8                        | - 63,5           |
| 2.Технические культуры                 | 368,7                               | 57,8                          | 753,8            | - 291,3                  | - 43,4                        | - 735,0          |
| 3.Картофель, овощи и бахчевые культуры | 57,2                                | 19,1                          | 79,5             | - 26,8                   | - 13,4                        | - 72,1           |
| 4.Кормовые культуры                    | 33,3                                | 6,9                           | 25,4             | - 23,5                   | - 5,1                         | - 23,0           |
| 5.Плодовые и ягоды                     | 153,0                               | 111,7                         | 124,8            | - 122,9                  | - 106,1                       | - 17,5           |

(При расчете баланса не учтен вынос питательных элементов содержащихся в почве)

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Установлено, что в Азербайджанской Республике в 2016 году общая площадь посевов сельскохозяйственных культур составила 1,8 млн. га. При этом, 55,4% этой площади занято под зерновыми и зернобобовыми культурами; 21,9% под кормовыми культурами; 9,5% под плодовыми и ягодными культурами; 9,06% под картофелем, овощами и бахчевыми; культурами и 4,08% под техническими (хлопок, сахарная свекла, табак и подсолнечник) культурами.
2. Средняя урожайность зерновых и зернобобовых культур составила - 30,6 ц/га; технических культур – 422,3 ц/га; картофеля, овощей и бахчевых культур - 159,0 ц/га; кормовых культур - 21,5 ц/га (воздушно сухого вещества); плодовых и ягодных культур - 65,7 ц/га.
3. За год было внесено азотных, фосфорных и калийных удобрений (в расчете на действующее вещество ) под зерновые и зернобобовые культуры – 51 кг/га; под технические культуры – 110,5кг/га; под картофель, овощи и бахчевые культуры – 43,5кг/га; под кормовые -14,0кг/га; под плодовые и ягодные всего - 43,0 кг/га. Из применяемых удобрений – 70,0% составили азотные, 13,0% - фосфорные и 17,0% калийные удобрения.
4. Установлено, что самый высокий вынос азота и калия с урожаем и побочной растениеводческой продукцией из почвы был у технических культур и составил по азоту – 368,7 кг/га; по калию – 753,8кг/га. Вынос питательных элементов варьировал в различных агроландшафтах по азоту в пределах 33,3 – 368,7кг/га; по фосфору – 6,9 – 111,7 кг/га; по калию – 25,4 – 753,8кг/га.
5. Рассчитан баланс питательных элементов в различных агроценозах на всех посевных площадях Республики. Высокий отрицательный баланс основных питательных элементов (NPK) выявлен под техническими культурами (по азоту - 291,3 кг/га; по фосфору -43,4 кг/га и по калию - 735кг/га). При этом внесено азотных удобрений - 77,4 кг/га; фосфорных – 14,4 кг/га и калийных – 18,8 кг/га (действующего вещества). По фосфору высокий отрицательный баланс наблюдался под плодовыми и ягодными культурами. При этом выявлен отрицательный баланс по азоту - 122,9 кг/га; по фосфору – 106,1кг/га и по калию 117,5 кг/га.
6. Установлено, что на всех посевных площадях под различными сельскохозяйственными культурами минеральные удобрения вносились в очень низких нормах и не применялись органические

- ские удобрения. Поэтому на всех посевных площадях урожайность культур (кроме сахарной свеклы) очень низкая и выявлен высокий отрицательный баланс питательных элементов (NPK).
7. Для повышения плодородия почв и урожайности сельскохозяйственных культур эти почвы нуждаются во внесении повышенных норм минеральных удобрений с использованием органических в зависимости от потребности каждой культуры. Для достижения минимального положительного баланса элементов (NPK) необходимо внесение оптимальных норм удобрений по планируемой урожайности сельскохозяйственных культур.

#### ЛИТЕРАТУРА

- [1] Мамедов Г.Ш. – Государственный земельный кадастр АР; правовые, научные и практические вопросы. Баку, «Элм», 2003, 448 с.
- [2] Мамедова С.З., Мамедов Г.Ш.-Почвы Азербайджана и их рациональное использование «Земельные ресурсы Азербайджана и их охрана». Труды Общества Почвоведов Азербайджана., том X, часть-I. Баку, 2005, 432 с.
- [3] Салаев М.Э.-Динамика и классификация почв в Азербайджане. Баку, «Элм», 1994, 239 с.
- [4] Аринушкина Е.В. –Руководство по химическому анализу почвы. М., Изд-во МГУ, 1970, 487 с.
- [5] Агрохимические методы исследования почв. М.:Наука, 1975, 656 с.
- [6] Доспехов Б.А.-Методика полевого опыта. М.: «Колос», 1975, 415 с.
- [7] The Agriculture of Azerbaijan. Statistical Publication 2017, 607p.

## Часть 6 Оценка деградации почв Part 6 Assessing Soil Degradation

### Основная глава 6.1 Концепции и индикаторы Main Chapter 6.1 Concepts and Indicators

#### Chapter II/29: DETERMINATION OF THE BIOLOGICAL QUALITY OF POTENTIALLY CONTAMINATED SOILS BASED ON ECOTOXICOLOGICAL TESTS

#### Глава II/29: Определение биологического качества потенциально загрязненных почв на основе экотоксикологических тестов

Jörg Römbke

DOI 10.25680/2129.2018.30.39.126

Email: [j-roembke@ect.de](mailto:j-roembke@ect.de)

ECT Oekotoxikologie GmbH, Böttgerstr. 2-14, 65439 Flörsheim, Germany

**ABSTRACT.** The soil of potentially contaminated sites has to be investigated whether its quality is sufficient for further use. In addition to a chemical characterization, i.e. by measuring the concentration of selected metals and (few) organic chemicals, the biological quality of such soils has to be characterized by ecotoxicological methods. In the past, this exercise was done according to national rules (but few countries have this kind of regulation). Thus, recently the International Organization for Standardization (ISO), using experiences mainly from the Netherlands, published a guidance document describing a multi-tiered process how (i.e. with which test and evaluation methods) the biological quality of soil could be determined. This approach is known as the TRIAD, which was originally developed for sediment characterization decades ago. It consists of the joint interpretation of test data from chemistry (i.e. measurements of selected chemicals), ecotoxicology (i.e. results of biological laboratory tests) and ecology (i.e. assessment of the diversity and functions of organism communities in the field). This approach is very flexible, since it is performed in three tiers of increasing complexity. It can be stopped as soon as the result of the assessment is clear. Right now, its main problem is that it has to be implemented in national legislations.

**Резюме.** Почва потенциально загрязненных участков требует изучения, чтобы определить, достаточно ли ее качество для дальнейшего использования. В дополнение к химической характеристике путем измерения концентрации определенных металлов и (небольшого количества) органических соединений, необходимо охарактеризовать биологическое качество таких почв экотоксикологическими методами. В прошлом это выполнялось в соответствии с национальными правилами (однако соответствующее регулирование имеется в немногих странах). В связи с этим, недавно Международная организация по стандартизации (ИСО), используя, главным образом, опыт Нидерландов, опубликовала руководящий документ, описывающий многоуровневый процесс (включающий методы испытаний и оценки), который позволяет определить биологическое качество почвы. Этот подход известен как TRIAD и первоначально был разработан для характеристики морских осадков несколько десятилетий назад. Он включает совместную интерпретацию данных химического (измерение содержания определенных химических соединений), экотоксикологического (результаты биологических лабораторных испытаний) и экологического (оценка разнообразия и функций сообществ организмов в полевых условиях) тестирования. Этот подход очень гибок, так как осуществляется на трех уровнях повышающейся сложности. Оценивание можно остановить, как только результат станет ясным. В настоящий момент основная проблема заключается в том, что подход должен быть реализован в национальных законодательствах.

**KEYWORDS:** Soil protection, pollution, standards, microbes, plants, invertebrates, ISO

**Ключевые слова:** Защита почвы, загрязнение, стандарты, микробы, растения, беспозвоночные, ISO

## INTRODUCTION

Within the last years the important role of soil organism (microbes, plants and invertebrates) in providing functions and services (e.g. food production, nutrient cycling etc.) became more and more apparent. However, this growing evidence is not (yet) part of the regulatory and legal practice in most parts of the world – despite some notable exceptions (e.g. The Netherlands or to a lesser extent, Germany). Even in these countries data gained in ecotoxicological standard tests are mainly used for the derivation of soil values (usually different ones with, if exceeded, different consequences for the usage of the site to be evaluated). In fact, in general the assessment of potentially contaminated sites is based on chemical parameters (e.g. the concentration of a specific metal in soil). However, it is impossible to evaluate the biological quality of a soil using solely chemical parameters, because of interactions between individual chemicals, their different bioavailability (depending on various soil properties) and the complexity of soil organism communities. Therefore, an overall approach, called the TRIAD, was standardized.

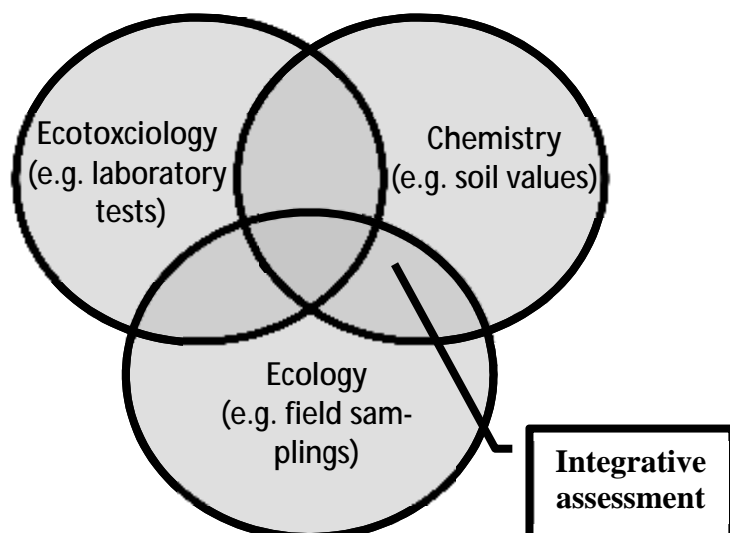
## OVERVIEW ON THE STRUCTURE OF THE TRIAD APPROACH

The TRIAD combines chemical, ecotoxicological and ecological data. It was originally developed decades ago in North America for the evaluation of sediments [1]. The basic idea of the TRIAD is the combined assessment of data coming from three lines of evidence (LoE) (Fig. 1):

- Environmental chemistry: data about concentrations of toxic substances;
- Ecotoxicology: results from testing soil samples with microbes, plants, invertebrates;
- Ecology: monitoring observations of the ecosystem at the test site.

Despite not (yet) regularly required in European regulations various examples of using the TRIAD are available from the scientific literature (e.g. the EU project LIBERATION [2]). Based on these experiences ISO was able to prepare an international standard (ISO 19204 [3]).

An “ideal” TRIAD consists of five steps. In the first step, all involved stakeholders (site owners, neighbours, authorities, scientists) decide how to proceed with a potentially contaminated site (especially how this site should be used in the future). In case it is decided that the quality of the soil at that site has to be evaluated all available information is compiled (history, land use, contamination etc.) in Step 2. All testing belongs to Step 3, which is divided in three tiers, which are defined by the increasing complexity of the practical work. In order to perform the testing as efficient as possible the practical work of all three LoEs start with simple and quick methods (= *Tier 1*: simple screening). Depending on the results gained in *Tier 1* more complex tests can be required on *Tiers 2* (= refined screening) and *Tier 3* (= detailed assessment). In the majority for all tests standard ISO methods are available, but at the highest tier and here mainly in the LoE Ecology, non-standard methods are possible.



**Fig. 1:** Schematic view of the three lines of evidence (LoEs) of the soil quality TRIAD

**DESCRIPTION OF EXAMPLES FOR TESTS IN EACH LoE AND TIER:**

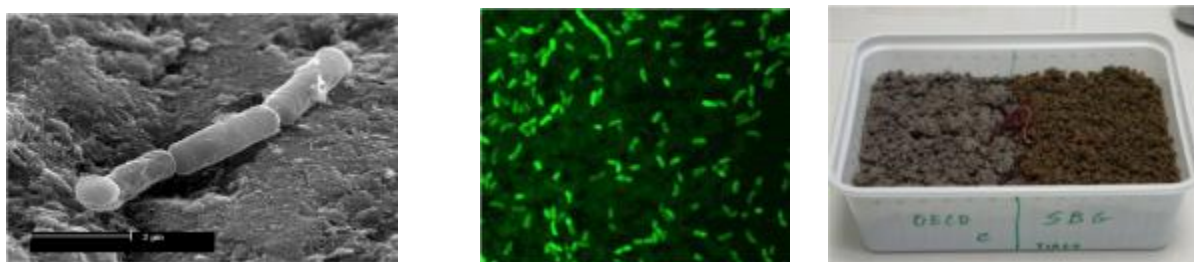
**Tier 1, Chemistry:** Comparison of measured soil concentrations with nationally defined soil screening levels (usually only available for metals). Such values are available in many European countries.

**Tier 1, Toxicology:** Conduct of simple tests (Fig. 2): *Arthrobacter* test (ISO 18187 [4]), Microtox® test (ISO 11348-3 [5]), plant screening test (ISO 17126 [6]), earthworm avoidance test (ISO 17512-1 [7]).

**Tier 1, Ecology:** Ecological screening by a simple vegetation survey (including a reference to the CORINE habitat classification approach of the European Union).

**Tier 2, Chemistry:** Methods for the determination of the bioavailable fraction in soil of trace elements (e.g. the actual (e.g., 0.001 mol/l CaCl<sub>2</sub>) or potential (e.g. 0.43 mol/l HNO<sub>3</sub>) availability) and organic chemicals (e.g. the actual (e.g., via passive Sampling (SPME; POM-SME) or potential (e.g. Tenax®) availability (ISO 17402 [8]).

**Tier 2, Toxicology:** Performance of a plant growth test with two species [9] as well as chronic reproduction tests with earthworms (ISO 11268-2 [10]), potworms (ISO 16387 [11]), or springtails (ISO 11267 [12]) (Fig. 3).



**Fig. 2 (from left):** *Arthrobacter globiforis*; *Vibrio fischeri*; Earthworm avoidance test (*E. fetida*)



**Fig. 3 (from left):** Plant test (*Brassica rapa*); enchytraeid worm; springtail (*Folsomia candida*)



**Tier 2, Ecology:** Performance of the Bait lamina test (ISO 18311 [13]), C and N mineralization tests (ISO 14238 [14]), or the use of nematode trophic groups [15]. Please note that the latter approach – despite often used in practice – has not been fully standardized yet.

**Tier 3, Chemistry:** Use of chemical models, e.g. to predict risks caused by change of pH, redox potential or organic matter composition (both SOM and DOM) as well as simulation of the chemical situation in columns, or batch experiments (Leaching tests, ISO-series 21268 [16]) and the study of the fate of the contaminants (e.g. biodegradation, non-extractable residues etc.).

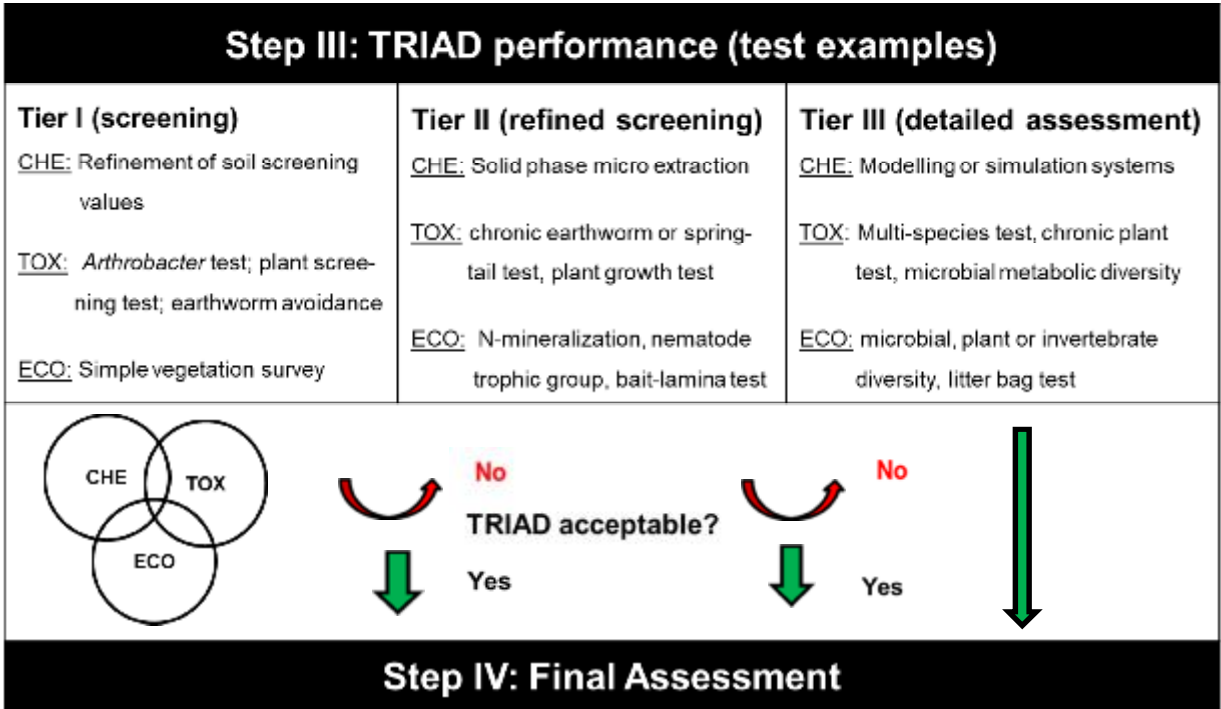
**Tier 2, Toxicology:** Use of multi-species test systems, e.g. with springtails or enchytraeids (SMS-test [17]), performance of the chronic plant test (ISO 22030 [18]), the plant growth test (ISO 11269 2 [9]) but with six species, or microbial diversity tests (e.g., ISO 29843 [19]; ISO 11063 [20]).

**Toolbox E-III (Ecology):** Measuring the impact on biological activity using the litterbag test, microbial diversity tests (e.g. the quantification of soil microbial phyla as well as functional groups by qPCR assays (ISO 17601[21]), or the species composition of the plant or soil invertebrate communities.

**OVERVIEW ON THE TEST STRATEGY AND FINAL ASSESSMENT OF THE TESTING**

The general test strategy is summarized in Figure 4. This approach is very flexible, meaning that depending on the conditions of the site, the aims of the assessment (e.g. in terms of further land use) and the results within each tier the testing can be stopped at any time (also tiers could be skipped).

For the quantification of the results of the tests tabular decision matrices are the most transparent approach. In practice, scaling of the effects looks like follows: No effect = 0; Maximum effect = 1. It is possible to give a different weighing for individual endpoints (e.g. taking their ecological relevance or their respective uncertainty into consideration). The results of the different tests can be integrated within one LoE (e.g. via an SSD (Species- Sensitivity-Distribution) as well as between the three LoEs. In any case, the final result is one number. Based on this approach it is possible to decide whether there is an ecological risk or not. However, this result does not say how to handle that risk. In other words: negotiations between all individual stakeholders are necessary in order to decide how to proceed.



**Fig. 4** – Overview on the testing strategy and final assessment of the testing

## CONCLUSIONS

1. The retrospective assessment of contaminated soils is a very complex (and often expensive) process which depends strongly on the specific conditions of the test site.
2. Therefore, an integrated and tiered approach is necessary: The TRIAD (ISO 19204) [3].
3. In order to support its global usage, three steps have to be done: more case studies have to be prepared, the current evaluation methods should be improved and, most importantly, the TRIAD has to be implemented in national regulations on the evaluation of potential contaminated sites.

## REFERENCES

- [1] Long, E.R., Chapman, P.M. 1985. A sediment quality triad: measures of sediment contamination, toxicity, and infaunal community composition in Puget Sound. *Marine Pollution Bulletin* 16: 405–415.
- [2] Jensen, J., Mesman, M. 2006. Ecological risk assessment of contaminated land. Decision support for site specific investigations. Part of EU-funded 'Liberation' project. Report 711701047, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu. RIVM, Bilthoven. 136 pp.
- [3] ISO (International Organization for Standardization). 2017. Soil quality - Procedure for site-specific ecological risk assessment of soil contamination (soil quality TRIAD approach). ISO 19204. Geneva, Switzerland.
- [4] ISO (International Organization for Standardization). 2016a. Soil quality - Contact test for solid samples using the dehydrogenase activity of *Arthrobacter globiformis* ISO 18187. Geneva, Switzerland.
- [5] ISO (International Organization for Standardization). 1999. Water quality – Determination of the inhibitory effect on the light emission of *Vibrio fischeri* (Luminescent bacteria test). ISO 11348-3. Geneva, Switzerland.
- [6] ISO (International Organization for Standardization). 2005g. Soil quality - Determination of the effects of pollutants on soil flora - Screening test for emergence of lettuce seedlings (*Lactuca sativa* L.). ISO 17126. Geneva, Switzerland. (
- [7] ISO (International Organization for Standardization). 2008b. Soil Quality - Avoidance test for evaluating the quality of soils and the toxicity of chemicals. Test with Earthworms (*Eisenia fetida/andrei*). ISO 17512-1. Geneva, Switzerland.
- [8] ISO (International Organization for Standardization). 2008g. Soil quality - Requirements and guidance for the selection and application of methods for the assessment of bioavailability of contaminants in soil and soil materials. ISO 17402. Geneva, Switzerland.
- [9] ISO (International Organization for Standardization). 2004b. Soil quality – Determination of the Effects of Pollutants on Soil Flora. Part II: Effects of Chemicals on the Emergence and Growth of Higher Plants. ISO 11269-2. Geneva, Switzerland.
- [10] ISO (International Organization for Standardization). 1998c. Soil Quality - Effects of pollutants on earthworms (*Eisenia fetida*). Part 2: Determination of effects on reproduction. ISO 11268-2. Geneva, Switzerland.
- [11] ISO (International Organization for Standardization). 2004c. Soil Quality - Effects of pollutants on Enchytraeidae (*Enchytraeus* sp.). Determination of effects on reproduction and survival. ISO 16387. Geneva, Switzerland.
- [12] ISO (International Organization for Standardization). 1999b. Soil Quality - Inhibition of reproduction of Collembola (*Folsomia candida*) by soil pollutants. ISO 11267. Geneva, Switzerland.
- [13] ISO (International Organization for Standardization). 2016. Soil quality — Method for testing effects of soil contaminants on the feeding activity of soil dwelling organisms: Bait-lamina test. ISO 18311. Geneva, Switzerland.
- [14] ISO (International Organization for Standardization). 1997a. Soil Quality - Determination of nitrogen mineralization and nitrification in soils and the influence of chemicals on these processes. ISO 14238. Geneva, Switzerland.
- [15] ISO (International Organization for Standardization). 2007d. Soil quality - Sampling of soil invertebrates Part 4: Sampling, extraction and identification of free-living stages of nematodes. ISO 23611-4. Geneva, Switzerland.
- [16] ISO (International Organization for Standardization). 2007e. Soil quality - Leaching procedures for subsequent chemical and ecotoxicological testing of soil and soil materials ISO/TS 21268. Geneva, Switzerland.
- [17] Jensen J., Scott-Fordsmand, J.J. 2012. Ecotoxicity of the veterinary pharmaceutical ivermectin tested in a soil multi-species (SMS) system. *Environmental Pollution* 171: 133–139.

[18]ISO (International Organization for Standardization). 2004e. Soil quality – Biological methods – Chronic toxicity in higher plants. ISO 22030. Geneva, Switzerland.

[19]ISO (International Organization for Standardization). 2010d. Soil quality - Determination of soil microbial diversity. ISO 29843. Geneva, Switzerland.

[20]ISO (International Organization for Standardization). 2011b. Soil quality - Method to directly extract DNA from soil samples. ISO 11063. Geneva, Switzerland.

[21]ISO (International Organization for Standardization). 2012a. Soil quality - Method to quantify the abundance of microbial communities from soil DNA extracts. ISO 17601. Geneva, Switzerland.

## Глава II/30: ОЦЕНКА ЭКОТОКСИЧНОСТИ ПОЧВ И ПОЧВОГРУНТОВ ПРОМЫШЛЕННЫХ ЗОН МЕТОДАМИ ФИТОТЕСТИРОВАНИЯ

### Chapter II/30: Ecotoxicity Assessment of Soils in Industrial Areas by Phyto-Tests

Тамара В. Бардина\*, Валерий В. Кулибаба, Виктория И. Бардина

DOI 10.25680/4700.2018.64.90.127

\*Эл. Почта: [bardinatv@mail.ru](mailto:bardinatv@mail.ru)

Санкт-Петербургский научно-исследовательский центр экологической безопасности Российской академии наук, ул. Корпусная, д. 18, 197110, Санкт-Петербург, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Разработана и протестирована система лабораторных методов фитотестирования для оценки экологического состояния загрязненных почвогрунтов и почв объектов прошлого экологического ущерба с различной степенью загрязнения токсичными веществами в Северо-Западном регионе России. Фитотестирование проводилось с использованием тест-культур *Avena sativa* и *Triticum aestivum*. Были применены общепринятые и авторские методики определения острой и хронической фитотоксичности, которые совместно с химико-аналитическими методами обеспечивают достоверную оценку экологического состояния загрязненных почвогрунтов и почв. Установлена высокая чувствительность методов фитотестирования для целей экологического контроля загрязненного почвенного покрова промышленных зон. Выявлены наиболее чувствительные методы фитотестирования на данных объектах. Используемые методы могут быть применены на аналогичных объектах в других умеренных зонах.

**Abstract.** A system of laboratory phytotesting methods was developed and tested for assessing the ecological state of contaminated soils and soils of past environmental damage sites with different degrees of pollution by toxic substances in the North-West region of Russia. Phytotesting was performed using *Avena sativa* and *Triticum aestivum* test cultures. Common and author's methods for determining acute and chronic phytotoxicity were used, which, together with chemical analytical methods, provide a reliable assessment of the ecological state of contaminated soils and soils. The high sensitivity of phytotesting methods for the purposes of environmental monitoring of contaminated soil in industrial zones has been established. The most sensitive methods of phytotesting at these sites have been identified. The methods used can be applied to similar facilities in other temperate zones.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** объекты прошлого экологического ущерба, ландшафт, почвогрунт, почва, биотестирование, фитотоксичность

**Keywords:** Objects of past ecological damage, landscape, soil, soil, biotesting, phytotoxicity.

### ВВЕДЕНИЕ

Борьбу с влиянием объектов прошлого экологического ущерба на загрязнение земель проводят природоохранные ведомства многих стран, в т. ч. и в России [1]. К таким объектам относятся также промышленные зоны, где раньше осуществлялась организациями различная деятельность, после прекращения которой на территории остались различные отходы. Длительное хранение отходов без средств защиты на этих территориях приводит к накоплению в почвенном покрове различных токсичных веществ. Оценить реальную опасность почвогрунтов и почв таких объектов основываясь только на результатах химических исследований сложно. В настоящее время иссле-

дователи считают, что при оценке экологических рисков, возникающих при загрязнении почвенного покрова, необходим подход, который учитывает результаты токсикологических исследований, проводимых с помощью биотестирования, методы которого необходимо вводить в систему экологического контроля [2,3]. При этом включение биотестирования на растениях (фитотестирование) является необходимым звеном при токсикологических исследованиях. Среди методов фитотестирования метод лабораторного фитотестирования, отличающийся быстротой выполнения, чувствительностью, достоверностью полученных результатов, экономичностью, становится востребованным методом в почвенно-экологических исследованиях [4]. В качестве тест-культуры при лабораторном фитотестировании используются семена высших растений. В настоящее время в фитотестировании применяются элюатные и контактные (субстратные) способы анализа. При использовании элюатных способов исследуется миграционная способность загрязняющих веществ. Но по нашему мнению для адекватной оценки токсичности почвогрунтов и почв, находящихся длительное время под влиянием объектов прошлого экологического ущерба, необходимо использование и контактного способа лабораторного фитотестирования [5, 6]. Важно также разработать переход от результатов острого фитотестирования к хроническому, которое является более дорогостоящим экспериментом [7,8]. Мы изучали возможность применения различных методов лабораторного фитотестирования для установления экотоксичности почвогрунтов и почв ранее закрытых промышленных территорий с долговременным хранением твердых промышленных отходов.

### ОТБОР ПОЧВЕННЫХ ОБРАЗЦОВ

Исследования проводились на территории Северо-Западного региона России на объектах прошлого экологического ущерба в различных ландшафтах. Три первых объекта расположены в границах Южно-Приладожского низменно-террасированного ландшафта, в составе техногенных модификаций природно-хозяйственной систем, и представляют собой отвалы с длительным хранением промышленных отходов: производства серной кислоты (почвогрунт №1) и с золошлаком сложного состава (почвогрунт № 2)), а также бывшие земли промышленности с накопленными отходами производства и потребления (почва №3). (Рисунок 1). Четвертый объект расположен в Приморском ландшафте в подрайоне равнинно-слабовсхолмленных ландшафтных комплексов на бывших землях промышленности с несанкционированным размещением строительных и бытовых отходов 4 класса опасности (почва №4). Фоновая проба (почва №5) была отобрана в лесном биоценозе не зоны влияния загрязнения.



**Рисунок 1** – Объекты прошлого экологического ущерба.

Пробоотбор смешанных образцов почвогрунтов с отвалов и почв для экотоксикологической оценки был проведен с площадок 10 м<sup>2</sup> в соответствии с национальными стандартами с глубины 0-20см почвенным титановым буром. Статистическую обработку полученных данных проводили с использованием программ MS Excel 2003 и Statistica 10.

### ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ И ХИМИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В образцах было определен показатель pH потенциометрическим методом, удельная электропроводность кондуктометрическим методом, содержание валовых форм тяжелых металлов масс-спектрометрическим методом с индуктивно связанной плазмой а также наличие органических загрязнителей (полихлорбифенилы, хлорорганические пестициды, нефтепродукты, бенз(а)пирен) с использованием газовой хроматографии. Установлено, что исследуемые образцы, кроме образца №1 с кислой реакцией среды, имели близкую к нейтральной и нейтральную реакцию. Засоление объектов не выявлено. По результатам химического анализа было установлено, что основными загрязняющими веществами почв и почвогрунтов являются тяжелые металлы. По суммарному показателю загрязнения ( $Z_c = 607$  ед.) почвогрунт №1 относился к категории загрязнения «чрезвычайно опасной», почвогрунт №2 - к «слабо загрязненной» ( $Z_c = 17,7$  ед.), почва №3- к «опасной» ( $Z_c = 65,5$  ед.), а почва №4 - к «допустимой» категории ( $Z_c = 7,4$  ед.). Органические загрязнители были обнаружены в почве №3 (ПХБ= 0,160мг/кг) и в почве №4 (ПХБ= 0,072 мг/кг).

### ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПОЧВОГРУНТОВ И ПОЧВ МЕТОДАМИ ФИТОТЕСТИРОВАНИЯ

Сначала оценивалась фитотоксичность образцов по биологическому действию его водного экстракта. Фитотест водной вытяжки на семенах овса основан на способности семян адекватно реагировать на химическое воздействие путем изменения прорастания (тест-функция длина корней). [9]. Порогом фитотоксичности является превышение длины корней на образце над контролем (Et) более чем на 20%. Контролем является дистиллированная вода. Результаты фитотестирования водных вытяжек на овсе показали, что эффект торможения наблюдался только в почвогрунте отвала №1 (44,9%). В остальных водных вытяжках фитотоксичность не была выявлена. (Таблица 1).

**Таблица 1** - Результаты острого фитотестирования проб на разных тест-культурах

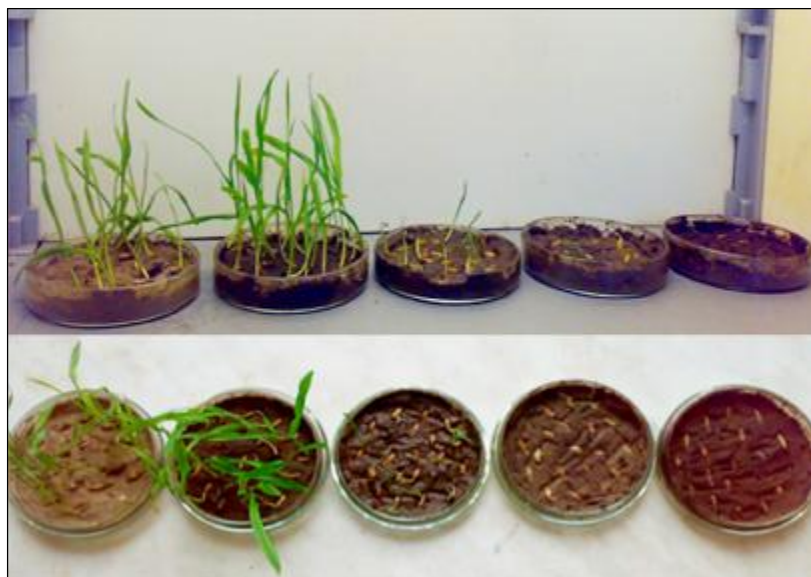
| № пробы      | Avena sativa                    |                   | Triticum aestivum |                |                             |
|--------------|---------------------------------|-------------------|-------------------|----------------|-----------------------------|
|              | Фитозффект, E <sub>T</sub><br>% | Тест-реакция      | N <sub>1</sub>    | N <sub>2</sub> | Степень токсичности         |
| 1.           | 44,9a                           | Эффект торможения | -79,9a            | -92,5a         | II, опасно токсичная        |
| 2.           | 11,4b                           | Норма             | -1,9b             | -35,4b         | V, практически не токсичная |
| 3.           | 18,9c                           | Норма             | -27,9c            | +8,3c          | III, умеренно токсичная     |
| 4.           | 6,6d                            | Норма             | -1,9b             | -28,7d         | IV, малотоксичная           |
| 5. (фоновая) | 8,6d                            | Норма             | +8,0d             | -19,1j         | V, практически не токсичная |

Примечание: N<sub>1</sub> -всхожесть изменения всхожести семян; N<sub>2</sub>- степень изменения роста корней по сравнению с контролем; величины с разными буквами отличаются достоверно (LSD-test, P< 0,05) для каждого показателя

Контактное лабораторное фитотестирование проводилось по методике, которая разработана в научно-исследовательском центре экологической безопасности РАН [10]. В качестве тест-культуры здесь использовались семена пшеницы мягкой *Triticum aestivum*. Методика отличается простотой выполнения измерений. В методике разработана шкала токсичности почв (пять степеней) по двум тест-параметрам: длина корней и показатель всхожести по сравнению с контрольным (чистым) образцом. (Рисунок 2).

С помощью этого метода в почвогрунтах была подтверждена опасная степень токсичности у образца №1 и выявлена умеренная степень токсичности у образца №2. В почвенных образцах была установлена токсичность (умеренная степень) в образце №3 и в образце №4 (малая степень). Токсичность не выявлялась у почвы с фоновой площадки. Результаты контактного





**Рисунок 2** – Стадии прорастания пшеницы в ходе фитотестирования ущерба.

фитотестирования хорошо увязывались с результатами содержания тяжелых металлов в субстрате. В результате корреляционного анализа установлена достаточно тесная прямая связь между откликом тест – культуры пшеницы (показатель всхожести  $N_1$ ) и показателем  $Zc$  (+0.97).

Оценка образцов на наличие хронической фитотоксичности было проведено на тест-культуре *Avena sativa* [11]. Данный стандарт идентичен международному стандарту ИСО 22030:2005 «Soil quality. Biological methods. Chronic toxicity in higher plants». Тест-параметром служит биомасса растений. Используется серия разбавлений исследуемого образца с контрольными образцами. В качестве контроля использовалась искусственная смесь (плодородная земля + песок) близкая по величине рН и механическому составу к исследуемому образцу. В образцах повогрунтов и почв была зафиксирована хроническая фитотоксичность при их разбавлении даже на 50%. Токсический эффект исчезал в смесях, содержащих 25% образца. (Таблица 2).

**Таблица 2.** Оценка хронической фитотоксичности почвогрунтов и почв

| № пробы, содержание образца в смеси, % | Вес сухой массы на 15 день, г |               | Вес сухой массы на 30 день, г |               |
|--|-------------------------------|---------------|-------------------------------|---------------|
|  | Средняя масса                 | % от контроля | Средняя масса                 | % от контроля |
| Контроль 1                             | 0,048a                        | -             | 0,129a                        | -             |
| 1, 100%                                | 0                             | 0             | 0                             | 0             |
| 1, 50%                                 | 0,032b                        | 66,7a         | 0,110b                        | 85,3a         |
| 1, 25%                                 | 0,050a                        | 104,2b        | 0,119b                        | 92,2b         |
| 2, 100%                                | 0,015c                        | 31,2c         | 0,046d                        | 31,0c         |
| 2, 50%                                 | 0,044d                        | 91,7d         | 0,090e                        | 69,8d         |
| 2, 25%                                 | 0,049a                        | 102,1b        | 0,130a                        | 100,8e        |
| Контроль 2                             | 0,118e                        | -             | 0,1404e                       | -             |
| 3, 100%                                | 0,036f                        | 30,5c         | 0,0556f                       | 39,6c         |
| 3, 50%                                 | 0,073g                        | 61,9g         | 0,1261g                       | 89,8j         |
| 3, 25%                                 | 0,110e                        | 93,2d         | 0,1400 e                      | 100e          |
| 4,100%                                 | 0,053j                        | 44,9k         | 0,1050j                       | 74,8f         |
| 4, 50%                                 | 0,065q                        | 55,1l         | 0,1482e                       | 105,6k        |

Примечание: величины с разными буквами отличаются достоверно (LSD-test,  $P < 0,05$ ) для каждого показателя

Таким образом, хроническая фитотоксичность была установлена в образце №2, где не было зафиксировано наличие острой токсичности.

Сухая масса, определенная на 30 день, достоверно коррелировала с суммарным показателем загрязнения  $Z_c$  ( $r=-0,82$ ), а также с содержанием валовых форм свинца ( $r=-0,81$ ) и цинка ( $r=-0,82$ ).

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Различные методы фитотестирования были апробированы на почвогрунтах и почвах объектов прошлого экологического ущерба, отличающихся различной степенью химического загрязнения, и могут быть использованы на аналогичных объектах в других умеренных зонах.
2. Проведенные исследования показали, что при установлении острой фитотоксичности загрязненных почвогрунтов и почв лучшей чувствительностью обладал метод контактного биотестирования на пшенице.
3. Выявлено, что для объективной оценки экологического состояния почвогрунтов и почв, содержащих неизвестные загрязнения, необходимо применять также метод определения хронической фитотоксичности.

## ЛИТЕРАТУРА

- [1] Питулько В.М., Кулибаба В.В. Инновационно концептуальные положения экологической реабилитации объектов ПЭУ федерального, регионального и муниципального значения // Региональная экология. 2016. № 1 (43). С. 72-80.
- [2] Ribe V, Auleniusa E, Nehrenheima M, Martellb U, Odlarea M. 2012. Applying the Triad method in a risk assessment and metal industry site. *J. of Hazardous Materials* 207-208(15):15-20.
- [3] Терехова В.А. Реализация биотической концепции экологического контроля в почвенно-экологическом нормировании // Использование и охрана природных ресурсов в России.- №4.2012.- С. 31-34.
- [4] Terekhova VA, Voronina LP, Nikolaeva OV, Bardina TV, Kalmatskaya OA, Kiryushina AP, Uchanov PV, Kreslavskij VD, Vasileva GK. 2016. Primenenie fitotestirovaniya dlya resheniya zadach ekologicheskogo pochvovedeniya. Bulletin «Use and protection of natural resources of Russia» 3:37-41. (in Russian).
- [5] Bardina TV, Chugunova MV, Kulibaba VV, Bardina VI. 2014. Evaluation of the ecological state of the past environmental damage objects soils with bio-testing methods. *Regional environmental issues* 5:37-42.
- [6] Bardina TV, Kulibaba VV, Chugunova MV, Bardina VI. 2016. Ecotoxicity diagnostics of soils of the past environmental damage industrial facilities with the help of the biotesting systems. *Regional environmental issues* 2:20-25.
- [7] Solomon KR, Brock TCM, De Zwart D et al. 2008. Extrapolation in the Context of Criteria Setting and Risk Assessment. Extrapolation Practice for ecotoxicological effect characterization of chemicals. SETAC Press & CRC Press, Boca Raton, FL, USA, pp 1-32.
- [8] Бардина Т.В., Кулибаба В.В. Оценка экотоксичности почв и почвогрунтов промышленных зон методами фитотестирования. // Роль почв в биосфере и жизни человека: межд. науч. конф. К 100-летию со дня рождения академика Г.В. Добровольского, к межд. году почв. Москва, МГУ, 5-7 окт. 2015г. Материалы докладов. –М.:МАКС Пресс, 2015.- С.152-153.
- [9] МР 2.1.7.2297-07. Обоснование класса опасности отходов производства и потребления по фитотоксичности. 2007.-30с.
- [10] Методика выполнения измерений всхожести семян и длины корней проростков высших растений для определения токсичности техногенно-загрязненных почв». ФР 1.39.2006.02264. СПб, 2009.
- [11] ГОСТ Р ИСО 22030-2009. Биологические методы. Хроническая фитотоксичность в отношении высших растений. Москва. Стандартинформ, 2010. 20с.

**Глава II/31: ПРОБЛЕМА АГРОДЕГРАДАЦИИ РУССКИХ ЧЕРНОЗЕМОВ: ПРИЧИНЫ, ПРОГНОЗ, ПОИСК РЕШЕНИЙ**  
**Chapter II/31: The Problem of Agrodegradation of Russian Chernozems: Causes, Prognosis, Search for Solutions**

**Андрей В. Смагин<sup>1,2,3</sup>**

DOI 10.25680/2801.2018.72.14.128

Эл. Почта: [smagin@list.ru](mailto:smagin@list.ru)

1.Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, Факультет почвоведения, Ленинские горы, д. 1, стр. 12, 119991 Москва, Россия

2.Институт лесоведения РАН, Советская улица, 21, 143030, пос. Успенское Московской обл., Россия

3.Российский университет дружбы народов, ул. Миклухо-Маклая, д.6, 117198, Москва, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Причиной агродеградации черноземных ландшафтов является дисбаланс углеродного бюджета, заключающийся в 3-6 кратном снижении поступления растительных остатков и гумуса в почвы при их распашке и отчуждении органического углерода сельскохозяйственной продукции. Распределенная модель, сочетающая поверхностный и корневой источники углерода, конвекцию, дисперсию и линейную кинетику биодеструкции гумуса, прогнозирует потери углерода до 30-50% в поверхностном слое за первые 100-200 лет агропользования, однако в дальнейшем этот процесс не прекращается и распространяется на более глубокие горизонты почвы, приводя к постепенной минерализации свыше 70% исходного запаса гумуса во всей почвенной толще. С органическим углеродом теряется водоудерживающая и поглощательная способность черноземов, их агрегатная структура, ухудшается корневое питание растений. Для решения проблемы необходимо законодательным путем закрепить особый статус и ответственность землепользования в черноземной зоне, обязательные почвосберегающие технологии и периодическую ротацию пахотных и залежных земель с организацией системы лесополос и степных коридоров.

**Abstract.** The main cause of soil's agrodegradation in Chernozem landscapes is an imbalance of the carbon budget, consisting of 3-6 fold decrease of plant residues and humus input to the soil due to plowing and the removal of organic carbon with agricultural products. A distributed model that combines surface and root carbon sources, convection, dispersion, and linear kinetics of biodegradation of the humus, predicts carbon losses of 30-50% in the surface layer over the first 100-200 years of agricultural use, later, however, this process does not stop and extends to deeper soil horizons, resulting in a gradual mineralization over 70% of its original stock of humus in the whole soil profile. Together with organic carbon Chernozems lose part of their water-holding and absorption capacity and their unique aggregate structure. Worsening of root nutrition and plant productivity occurs. In order to solve the problem it is necessary to legislate the special status and responsibility of land use in the Chernozem zone, to introduce mandatory soil conservation technologies and periodic rotation of arable and fallow lands with the organization of forest belts and steppe corridors.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** черноземные почвы и ландшафты, агродеградация, углеродный баланс, процессное моделирование, транспорт и минерализация гумуса, водоудерживающая способность, почвосберегающие технологии, органическое земледелие.

**Keywords:** Chernozem's soils and landscapes, agrodegradation, carbon balance, process simulation, transport and mineralization of humus, water-holding capacity, soil conservation technologies, organic farming.

## **ВВЕДЕНИЕ**

Россия катастрофическими темпами теряет свое главное природное богатство в виде черноземных ресурсов, основы продовольственной безопасности и национального благосостояния. Со времен масштабных исследований черноземных ландшафтов В.В.Докучаевым (конец XIX в), многие из них потеряли до 30% и более от исходного уровня органического вещества в пахотном слое, а вместе с этим – уникальную структуру, обеспечивающую высокую водоудерживающую способность, емкость поглощения и другие показатели актуального почвенного плодородия [1-4]. Цель работы состояла в количественном описании механизма агродеградации черноземов с использова-

нием процессного моделирования, долгосрочном прогнозе этой неблагоприятной тенденции и поиске научно-обоснованных путей ее предотвращения при государственной реорганизации землепользования в черноземной зоне.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Основным методом исследования в работе было процессное имитационное моделирование с использованием распределенной биофизической модели динамики черноземов по классической концепции их растительно-наземного происхождения (Ломоносов-Рупрехт-Докучаев), согласно которой мощные гумусово-аккумулятивные горизонты черноземных почв, составляющие основу их плодородия, есть результат постоянно идущих процессов поступления органического вещества в виде наземного и корневого опада, минерализации, гумификации и распределения в почвенном профиле [5]. Модель представлена неоднородным дифференциальным уравнением в частных производных:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - q \frac{\partial C}{\partial z} - kC + R \exp(-bz), \quad (1)$$

где  $C$ , [кг м<sup>-3</sup>] – объемная концентрация гумуса, рассчитываемая по данным о проценте содержания ( $C\%$ ) и плотности почвы ( $\rho_b$ , [г см<sup>-3</sup>]) как  $C=10 \cdot C\% \cdot \rho_b$ ;  $q$ , [м год<sup>-1</sup>],  $D$ , [м<sup>2</sup> год<sup>-1</sup>] – эффективные коэффициенты конвективно-дисперсионного массопереноса,  $k$  [год<sup>-1</sup>],  $b$  [м<sup>-1</sup>],  $R$  [кг м<sup>-3</sup> год<sup>-1</sup>] – константы разложения гумуса, крутизны распределения корней в профиле почвы и максимальной интенсивности гумификации корневого опада на поверхности. Оценка параметров модели осуществляется компьютерной среде SigmaPlot 9.0. [6] методом некорректной обратной задачи по экспериментальным данным о стационарных профильных распределениях гумуса и величинам  $R$  и  $L$  поступления гумусовых веществ в почву из подземного (корни) и наземного (опад) источников. При этом модель (1) снабжается очевидными граничными условиями в виде потока свежих гумусовых веществ на поверхности почвы (из растительного опада)  $L$  [кг м<sup>-2</sup> год<sup>-1</sup>] и нулевой концентрации органического вещества на значительном удалении от поверхности:

$$qC - D \frac{dC}{dz} \Big|_{z=0} = L; \quad C|_{z \rightarrow \infty} = 0 \quad (2)$$

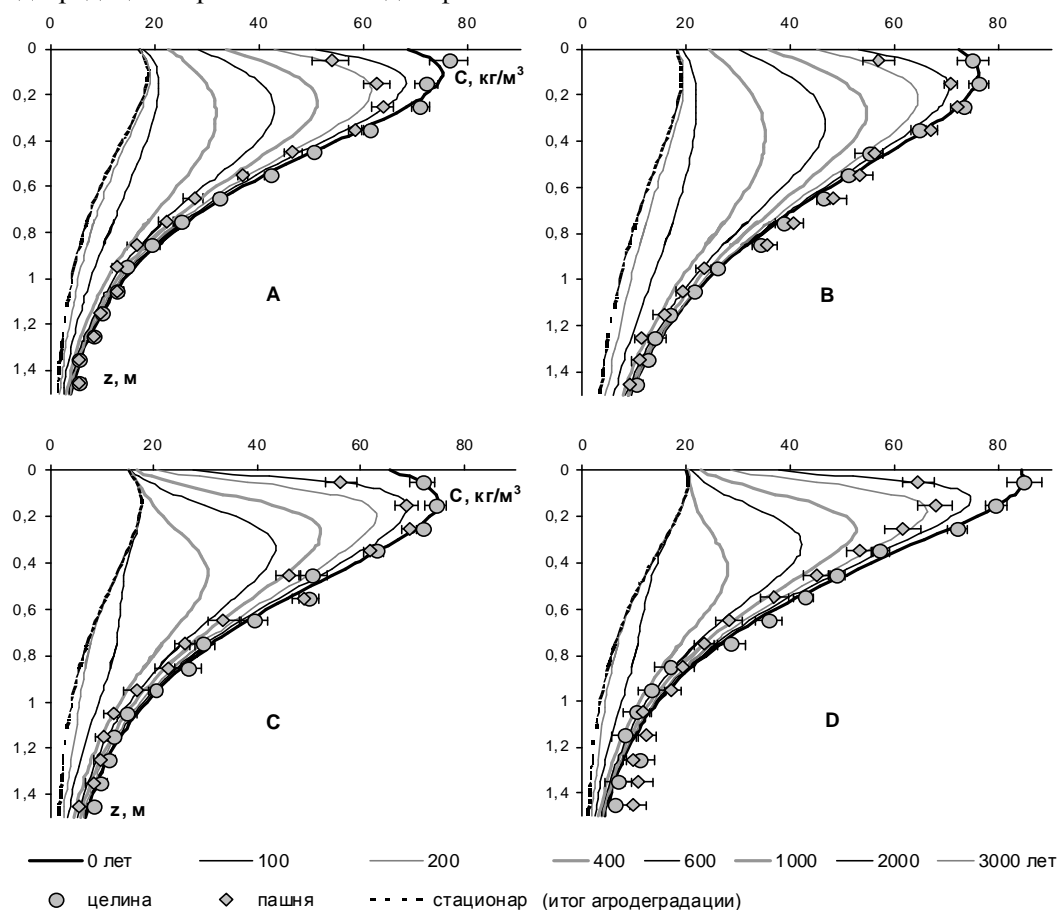
Численные эксперименты с моделью проводились в среде программирования MATLAB 7.0 с разделом «Partial Differential Equation Toolbox» для решения систем дифференциальных уравнений в частных производных [6]. Необходимые для верификации модели данные о профильном распределении гумуса, продукционном процессе и поступлении органического вещества в основных типах русских черноземах были взяты из монографий [1-3], а также специального эксперимента по круговороту углерода в черноземах обыкновенных при трех вариантах землепользования – запольная степь, пастбище и пашня под озимой пшеницей [7].

Наряду с моделью (1) в работе использовалась среда HYDRUS-1D [8] для компьютерного моделирования энергомассобмена в системе «почва-растение-атмосфера» с целью оценки изменений в водном режиме и корневом потреблении растений под воздействием агродеградации черноземов. Необходимые для информационного обеспечения HYDRUS-1D основные гидрофизические характеристики (ОГХ) были получены для черноземов обыкновенных при разных вариантах землепользования авторским методом равновесного центрифугирования [9] с последующей аппроксимацией моделью ван-Генухтена [8]. Напрямую влияние органического вещества черноземов на ОГХ и дисперсность коллоидного комплекса оценивалось методом высокотемпературной дегумификации согласно разработкам [10] и [11].

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

**Механизм формирования и агродеградации черноземов:** Обобщение экспериментальных данных по круговороту углерода в природных и антропогенных ландшафтах черноземной зоны России и сопредельных государств выявило следующие закономерности. Для естественных травянистых сообществ общее количество поступающих в почву гумусовых веществ находится в пределах доверительного интервала с расширяющимися границами от 46-54 г·м<sup>-2</sup>год<sup>-1</sup> в черноземах обыкновенных степной зоны до 54-68 г·м<sup>-2</sup>год<sup>-1</sup> в оподзоленных черноземах лесостепи или порядка 4-5% от наземного и корневого источника растительных остатков за год. Для известных среднестатистических гумусовых профилей основных типов черноземов в стационарном состоянии эта информация позволяет оценить параметры модели (1):  $8 \cdot 10^{-6} \leq D \leq 33 \cdot 10^{-6}$  м<sup>2</sup> год<sup>-1</sup>,  $17 \cdot 10^{-5} \leq q \leq 30 \cdot 10^{-5}$  м год<sup>-1</sup>,  $8 \cdot 10^{-4} \leq k \leq 11 \cdot 10^{-4}$  год<sup>-1</sup> и осуществить реконструкцию формирования черноземов с аккумуля-

ляцией 510-640 т·га<sup>-1</sup> гумуса и его проникновением до глубины 1,5 метров и ниже. Как показывают численные эксперименты, на это уходит не менее 2-3 тысяч лет, что соответствует известным данным радиоуглеродной датировки гумусовых веществ данного класса почв от 1000±40 лет в поверхностных слоях до 4580±60 лет на нижней границе гумусового профиля [12,13]. За первые 100 лет черноземы накапливают от 80-110 до 130-180 т·га<sup>-1</sup>, а на формирование половины стационарных запасов органического вещества уходит от 500 до 1000 лет. Распашка черноземов и последующее агроиспользование приводит к коренным изменениям углеродного бюджета. Общая биопродуктивность агроценозов и поступление растительных остатков в почву снижаются в 3-6 раз и более по сравнению с природными степями и пастбищами [7, 14], что и является основной причиной агродеградации черноземных ландшафтов.

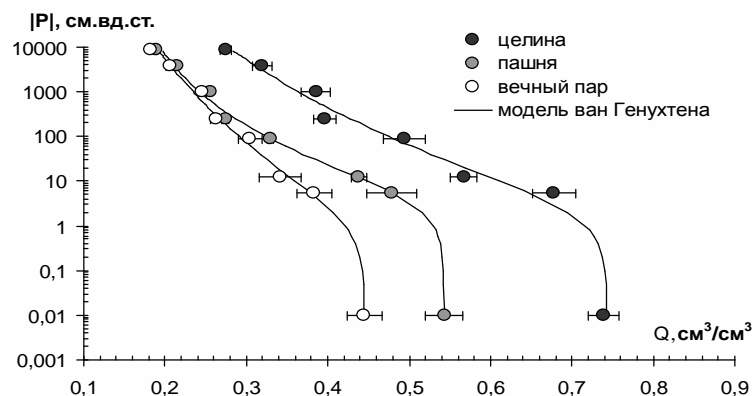


**Рис.1.** Моделирование агродеградации русских черноземов. Символы – реальные среднестатистические данные [3], линии – модель (1). Подтипы черноземов: А – обыкновенные, В – типичные, С – выщелоченные, D – оподзоленные.

**Долгосрочный прогноз:** Рисунок 1 демонстрирует результаты численного моделирования агродеградации черноземов при 4-х кратном уменьшении интенсивности наземного и корневого источников гумуса. Значительное снижение концентрации гумуса в верхних горизонтах почвы (от 17-30 кг м<sup>-3</sup> в обыкновенных и типичных и до 40-50 кг м<sup>-3</sup> в оподзоленных и выщелоченных черноземах) наблюдается уже за первые 100-200 лет, что хорошо соответствует реальным среднестатистическим данным о потерях гумуса (ромбические символы на графиках) из обзора [3]. В относительных единицах указанные величины потерь для поверхностного слоя варьируют от 20-30% исходного содержания гумуса в обыкновенных и типичных черноземах до 40-60% и выше в оподзоленных и выщелоченных аналогах, что также близко к известным экспериментальным оценкам [1-3, 13, 14]. Однако в отличие от распространенного в агрономии мнения о прекращении этих потерь после сработки «лабильного» гумуса, модель показывает, что никакой стабилизации здесь не происходит, и со временем агродеградация охватывает все большую толщу чернозема (рис. 1). Четырехкратное снижение поступления органических веществ из растительного блока будет иметь в пределе свой инвариант (стационарный гумусовый профиль), к которому придет распределение органического вещества через 2-3 тыс. лет (крайние левые кривые на рис. 1). Только такие почвы



вряд ли можно будет отнести к черноземам. Концентрация гумуса в корнеобитаемой толще при этом уменьшается от 70-80 кг м<sup>-3</sup> до 15-20 кг м<sup>-3</sup>. Общие запасы органического вещества также снижаются в 3,7-4,3 раза и в новом стационарном состоянии не превышают 13-18 кг м<sup>-2</sup> (130-180 т·га<sup>-1</sup>) против 50-64 кг м<sup>-2</sup> (500-640 т·га<sup>-1</sup>). Окончательные потери гумуса при переходе к новому стационарному состоянию достигают 70-78% от исходных запасов в целинных черноземах.



**Рис.2.** ОГХ чернозема обыкновенного (Курск) при разных вариантах природопользования

#### Показатели плодородия:

Диагностируемые на современном этапе потери органического углерода черноземов эквиваленты снижению на 10-20 мг-экв/100г емкости катионного обмена, а вместе с ней фактически 30% фонда биофильных элементов, формирующих урожай [5]. Вклад органического вещества в формирование водоудерживающей способности черноземов варьирует от 50 до 80% общей величины водоудерживания со стороны минеральных и органических компонентов твердой фазы [10]. Рисунок 2. иллюстрирует потери водоудерживающей способности (агрогенную динамику ОГХ) при переходе от целинных к пахотным черноземам и к вечному пару. Снижение интегральной энергии водоудерживания [9] и дисперсности (эффективной удельной поверхности) здесь достигают 1,5-2 раз. Исчезает уникальная агрегатная структура черноземов, на 30-40% падает пористость, почва становится переуплотненной, размокает до гелеобразного состояния во влажный период, а высыхая, образует глыбы при механической обработке. Поливариантное компьютерное моделирование с использованием программы HYDRUS-1D и полученных экспериментальных ОГХ показало, что с утратой гумуса при вовлечении в интенсивное сельское хозяйство, черноземы теряют до 150-200 мм продуктивной для растений влаги. Подобные потери на фоне 300-400 мм нормы осадков крайне негативно отражаются на корневом влагопотреблении культур и урожайности, если только не компенсировать их поливами, что в свою очередь означает дополнительные затраты на производство сельскохозяйственной продукции и усиление деградации используемых черноземных почв. Без восстановления и поддержания углеродного бюджета почв черноземная область может перейти в зону рискованного земледелия, и чисто агрохимические мероприятия «интенсивных технологий» (внесение минеральных удобрений, пестицидов, стимуляторов роста...) для повышения урожайности здесь будут безрезультатны.

**Поиск возможных решений:** Результаты моделирования самовосстановления черноземов под естественной степной растительностью указывают на длительность (сотни лет) этого процесса. Наиболее действенный путь состоит в компенсации ежегодных потерь гумуса в 40-60 г·м<sup>-2</sup>·год<sup>-1</sup> в форме компостных материалов (перегноя), производство которых может быть легко налажено в агрохозяйствах на базе отходов животноводства, растениеводства и быта. Периодически часть пахотных земель, по-видимому, должна выводиться в залежь (пастбища) с формированием постоянно действующей системы заповедных степных коридоров, соединяющих агроландшафты разных хозяйств, возобновлением системы полесозащитного лесоразведения, очисткой и восстановлением русел малых рек и небольших искусственных водохранилищ в пониженных элементах рельефа [15]. На государственном уровне потребуются серьезные изменения в законодательстве, направленные на организацию постоянного мониторинга черноземных земель и привлечение земледель-

зователей и арендаторов к ответственности за хищническую эксплуатацию черноземных ресурсов без их воспроизводства.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Черноземная зона России неуклонно теряет свои почвенные ресурсы по причине доминирования минерализации углерода гумуса над его поступлением в почву.
2. Эта тенденция не ослабляется, и со временем деградация будет распространяться на более глубокие, удаленные от поверхности слои, приводя в итоге к минерализации свыше 70% гумуса во всей почвенной толще и потери связанного с ним плодородия.
3. Решение этой общегосударственной проблемы возможно лишь на основе комплексного подхода, сочетающего получение сельскохозяйственной продукции с восстановлением и расширенным воспроизводством почвенных ресурсов черноземных агроландшафтов.

**Благодарности:** Работа выполнена при поддержке РФФ (гранты № 16-16-04014, № 17-77-20046) и РФФИ (грант № 16-04-00284).

## ЛИТЕРАТУРА

- [1] Черноземы СССР Т.1. М.: «Колос». 1974, 560 с.
- [2] Черноземы СССР (Украина). М.: «Колос». 1981. 256 с.
- [3] Антропогенная эволюция черноземов. Воронеж: Воронежский государственный университет, 2000. 412 с.
- [4] Докучаев В.В. Избранные сочинения, т.1. Русский чернозем. М.: ОГИЗ, 1948. 480 с.
- [5] Смагин А.В. «Моделирование естественной динамики и агрогенной деградации черноземных почв» // Доклады по экологическому почвоведению, 2009, V. 12, № 2. С. 63-93.
- [6] Белюченко И.С., Смагин А.В., Попок Л.Б., Попок Л.Е. Анализ данных и математическое моделирование в экологии и природопользовании // Краснодар: Изд-во КубГау, 2015, 312 с.
- [7] Kovda VA, Smagin A.V., Bystritskaya T.L. Role of seasonal variations of organic matter in the self-organization of steppe biogeocenosis // Trans. of the Russian Academy of Sciences, Earth Science Section, 1989. V. 308, № 2, p. 461-463
- [8] Šimůnek J., van Genuchten M. Th., and Šejna M. The HYDRUS-1D Software Package for Simulating the One-Dimensional Movement of Water, Heat, and Multiple Solutes in Variably-Saturated Media. Dept. of Environ. Sci., Univ. of California Riverside, California, 2005, 240 p.
- [9] Smagin A.V. Theory and Methods of Evaluating the Physical Status of Soils // Eurasian Soil Sci., 2003. V. 36, № 3, p.301-312
- [10] Smagin A.V., Sadovnikova N.B., Nazarova T.V., Kiryushova A.B., Mashika A.V., Eremina A.M. The effect of organic matter on the water-retention capacity of soils // Eurasian Soil Sci., 2004. V. 37, №3, p. 267 – 275
- [11] Smagin A.V. Thermogravimetric Determination of Specific Surface Area for Soil Colloids. // Colloid J., 2016, Vol. 78, №3, p. 391–396. DOI: 10.1134/S1061933X16030170
- [12] Cherkinsky A.E., Brovkin V.A. Dynamics of radiocarbon in soils // Radiocarbon, 1993. V.35.№3, p.363-367.
- [13] Orlov D.S., Biryukova O.N., The stability of organic compounds in the soil and the emission of greenhouse gases in the atmosphere. Eurasian Soil Sci., 1998, V.31 №7, p. 783-793.
- [14] Кирюшин В.И., Ганжара Н.Ф., Кауричев И.С., Орлов Д.С., Титлянова А.А., Фокин А.Д. Концепция оптимизации режима органического вещества в почвах и агроландшафтах. М.: МСХА. 1993. 98с.
- [15] Smagin A.V. The Present and Future of the Most Fertile Soil // Science in Russia, 2013, №1 (193), с.150-158

**Глава II/32: СТРУКТУРНЫЙ МЕТОД ОЦЕНКИ СТЕПЕНИ ДЕГРАДАЦИИ  
СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЗЕМЕЛЬ**  
**Chapter II/32: A Structural Method for Assessing the Degree of Land Degradation**

Дмитрий А. Иванов\*; Николай Г. Ковалев

DOI 10.25680/6742.2018.69.95.129

\*Эл. Почта: [vnimz@list.ru](mailto:vnimz@list.ru)

Федеральное государственное бюджетное научное Учреждение «Всероссийский научно-исследовательский институт мелиорированных земель» (ФГБНУ ВНИИМЗ), Эммаус 27, Тверь, Россия.

**РЕЗЮМЕ.** В статье освещается методика оптимизации соотношения угодий в типичных ландшафтах Нечерноземной зоны России, на основе анализа особенностей их устройства и адаптивных реакций растений на параметры угодий. Первый этап - изучение особенностей морфологического устройства агрогеосистем, основными параметрами которого являются значения площадей слагающих их элементарных геохимических ландшафтов (ЭГЛ). На основе изучения природной среды ЭГЛ проводят анализ их производственного потенциала и определяют характер потенциального распределения угодий в пределах агрогеосистемы. Под потенциальной структурой угодий понимается соотношение их максимально возможных площадей в агроландшафте. Выявлено, что геокомплексы существенно не различаются по максимально возможной площади пашни, но на характер распределения сенокосов и пастбищ их специфика оказывает заметное влияние. При проведении «ландшафтно-производственной» оптимизации структуры угодий потенциальную структуру трансформируют на основе учета специализации хозяйства, а также доли и характера расположения в его пределах лесов, болот и прочих несельскохозяйственных территорий. В режиме «ландшафтно-экологической» оптимизации, дополнительно производится расчет параметров «адаптивной» структуры угодий, на основе анализа зависимости продуктивности растений от площадей угодий. Сопоставление параметров «адаптивной» и «потенциальной» структур позволяет определить экологические границы устойчивости ландшафтов к антропогенному прессу.

**Abstract.** The article considers the methodic of optimization of the ratio of farmland in typical landscapes of the Non-Chernozem zone of Russia, on the basis of the analysis of the characteristics of their structure and adaptive responses of plants to the land. The first stage is to study the peculiarities of the morphological structure of agrogeosystems, and to identify the main process relevant parameters of elementary geochemical landscapes (EHL). Based on the study of the natural environment of EHL their production potential is being analysed and the nature of the potential distribution of land within agrogeosystems is being determined. The potential structure of the land refers to the ratio of their maximum possible space in the agricultural landscape. It is revealed that geocomplexes do not significantly differ in their possible maximum for cropland, but the character of the distribution of hayfields and pastures, their specificity has a significant impact. When carrying out "landscape-production" optimization of the structure of the land, the potential structure is transformed on the basis of accounting for the specialization of the farm, as well as the proportion and nature of the location of forests, wetlands and other non-agricultural areas within its boundaries. In the "landscape-ecological" optimization mode, the parameters of the "adaptive" land structure are additionally calculated on the basis of the analysis of the dependence of the productivity of plants from the areas of the land. Comparison of the parameters of "adaptive" and "potential" structures makes it possible to determine the ecological boundaries of the stability of landscapes to anthropogenic pressure.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** соотношение луга, леса и пашни в агроландшафтах; структурный параметр деградации ландшафта.

**Keywords:** correlation meadows, forests and arable land in agricultural landscapes; structural parameter of degradation of the landscape.

**ВВЕДЕНИЕ**

Выбор правильного соотношения луга, леса и пашни позволяет оптимизировать основные агроландшафтные процессы (баланс тепла и влаги, миграцию элементов питания, интенсивность и направленность поверхностного стока и т.д.), создать благоприятную обстановку для произраста-

ния культур и проведения технологических операций а также эстетически привлекательный облик местности. До середины 80-х годов в нашей стране господствовал экономико-технологический подход к определению структуры угодий. По мнению И. П. Стафийчука: «... у нас сейчас нет параметров оптимальной структуры земельных угодий и даже методики ее установления» [1].

Идеи микрорайонирования сельскохозяйственных территорий высказывались уже в ландшафтно-географической концепции В. В. Докучаева [2]. Крупный шаг в этом направлении сделал Л Г Раменский [3], выделив «типы земель», приуроченные к одинаковым условиям произрастания растений. По мнению А М Лыкова, И.С. Кауричева и др [4], «...оценка соотношения площадей автономных, переходных и аккумулятивных ландшафтов позволит объективно определить необходимое сочетание основных угодий: луга, леса и пашни».

## **ЦЕЛЬ МЕТОДА**

В данной статье освещаются методические подходы к определению соотношения луга, леса и пашни в наиболее типичных ландшафтных условиях Нечерноземной зоны России (крупнохолмистых равнин на моренных суглинках, «ополий» – моренно-эрозионных равнин на пылеватых суглинках и «полесий» – плоских песчаных равнин), на основе анализа особенностей их микроландшафтного устройства и адаптивных реакций растений на параметры угодий.

## **ПРИНЦИП И ПРОЦЕДУРА**

Первым этапом оптимизации структуры угодий является изучение особенностей микроландшафтного устройства агрогеосистем (АГС). Для реальных хозяйств предложены методы ландшафтного анализа, широко известные в литературе [5,6]. На основе полученных результатов дается характеристика морфологической структуры агрогеосистем, основными параметрами которой являются средние значения площадей элементарных геохимических ландшафтов (ЭГЛ). Выделяются основные типы ЭГЛ: 1. Элювиальные, расположенные на вершинах холмов и характеризующиеся нисходящим током воды и питательных веществ. Баланс вещества здесь отрицательный. 2. Транзитные – занимающие склоны холмов и гряд. Их отличительной особенностью является латеральный (параллельный поверхности) перенос воды и питательных веществ. Баланс вещества здесь, в случае отсутствия эрозионных процессов, близок к нейтральному. 3. Аккумулятивные – встречающиеся в межхолмных депрессиях и пониженных местах. Основной геохимический процесс здесь – аккумуляция воды и питательных веществ из грунтовых и намывных вод. Баланс вещества в этих местоположениях, как правило, положительный.

При характеристике природной среды ЭГЛ, с целью определения их лимитирующего воздействия на производственный процесс культур, прежде всего, учитываются факторы, положенные в основу их агроэкологической классификации [7]. Характеристика дается на основе анализа полевых данных, литературных, фондовых и статистических материалов. Основными источниками информации являются почвенные и агрохимические карты хозяйств, агрометеосправочники, данные институтов системы гипроземов и гипроводхозов. На основе полученной информации проводят анализ производственного потенциала основных типов ЭГЛ и определяют характер потенциального распределения угодий в пределах изучаемой территории, который обусловлен наиболее вероятным направлением эксплуатации изучаемых ЭГЛ. Так, например, вершины холмов и верхние части склонов в типах агроландшафтов крупнохолмистых равнин можно отводить под пашню, однако пространства элювиально-аккумулятивных ЭГЛ, занятые заболоченными почвами здесь рекомендуется использовать под сенокос. Транзитные местоположения в этих геосистемах пригодны, в основном, под пастбищное использование, вследствие сильной закаменности почв, а транзитно-аккумулятивные местоположения – под сенокосное, так как более влажные почвы быстро разрушаются от перевыпаса. В аккумулятивных ЭГЛ не заболоченные безлесные пространства могут быть использованы под пастбища.

На основе сопоставления данных по площадям ЭГЛ и особенностей потенциального распределения угодий определяют потенциальную структуру угодий агрогеосистемы, под которой понимается соотношение максимально возможных площадей угодий, обусловленное генетическими особенностями агроландшафтов (свойствами рельефа, пород, почв и т.д.) и его морфологической структурой.

Хотя потенциальная структура является гипотетической конструкцией, так как предполагает полное использование территории агроландшафта в сельскохозяйственном производстве, на ее основе возможно сделать некоторые предварительные выводы о направленности использования генетически различных территорий. Так, например, исследованные геокомплексы существенно не разли-

чаются по максимально возможной площади пашни, в то время как на характер распределения лугопастбищных угодий специфика геосистем оказывает заметное влияние. Если в пределах крупнохолмистых равнин на завалуненных двучленных отложениях наблюдается практическая равновеликость площадей сенокосов и пастбищ, то в опольных (на покровных суглинках) агроландшафтах пастбищные угодья распространены на небольшой площади, вследствие сильной склонности этих агрогеосистем к эрозии, суффозии и заболачиванию и слабой устойчивости к перевыпасу.

Процесс оптимизации структуры угодий может протекать по двум направлениям, дополняющим друг друга:

При проведении «ландшафтно-производственной» оптимизации исходят из параметров потенциальной структуры угодий. При учете доли и характера расположения лесов, болот и прочих несельскохозяйственных территорий в пределах хозяйства, а также его специализации, на ее основе возможно получить оптимальную структуру угодий агрогеосистемы. Параметры оптимальной структуры определяются путем анализа агроландшафтных карт хозяйств, природных характеристик основных микровыделов, а также характера производства сельскохозяйственной продукции в данном хозяйстве.

В режиме «ландшафтно-экологической» оптимизации, кроме потенциальной структуры, производится расчет параметров «адаптивной» структуры угодий, на основе статистического (мультирегрессионного) анализа зависимости продуктивности сельскохозяйственных культур от площадей угодий в представительных хозяйствах. Эта структура отражает только требования культур к пространственному устройству ландшафта.

В процессе ее определения рассчитываются парные полиномы, описывающие зависимость урожайности культуры от параметров угодий в пределах конкретной территории. Оптимальными считаются значения параметров угодий, соответствующие максимальной урожайности культуры. Точки перегиба кривой ограничивают оптимальные или критические интервалы значений параметров угодий. В случае получения графика функции, близкой к линейной, определяется только общий характер зависимости продуктивности от параметров угодий. При прямо пропорциональной зависимости увеличение площади угодья способствует повышению урожайности, при обратно пропорциональной – снижению.

Зависимость урожайности культур от доли пашни в агроландшафте обусловлена тем, что на мелких обрабатываемых участках растения больше страдают от сорняков, чем на крупных. В их пределах затруднительно применять интенсивные приемы обработки почв, химизации и защиты растений. Когда доля пашни в хозяйстве превышает определенную норму, усиливаются процессы деградации почвенного покрова – эрозия, заболачивание, минерализация гумуса и т.д. При оптимальной доле пашни в хозяйстве в большинстве случаев наблюдается максимальная урожайность культуры, так как создается наиболее удачное сочетание агроэкологических и производственных факторов для ее возделывания.

Влияние вариабельности доли сенокосов на урожайность культур можно объяснить тем, что, с одной стороны, они оказывают благоприятное воздействие на гидрологический и термический режим агроландшафта, способствуют накоплению гумуса в почвах, улучшению почвенной структуры и т.д., а с другой, являются источником сорняков. Оптимальная доля сенокосов благоприятно воздействует на микроклимат и почвенное плодородие и не приводит к интенсивному засорению полей. Пастбища, по своему агроэкологическому воздействию близки к сенокосам, однако, в этом случае добавляется фактор выпаса. Интенсивный выпас приводит к деградации не только луговых угодий, но и всего агроландшафта, что сказывается на урожайности многих культур. Суммарная доля пастбищ и сенокосов составляет луговые угодья хозяйства. Кроме влияния на энергетику и гидрологию ландшафта, они являются источниками органического вещества, поступающего в виде навоза на поля. Расчет параметров «адаптивной» структуры по севооборотам в модельных условиях проводится в ходе определения среднеарифметических значений параметров «адаптивной» структуры отдельных культур.

## **РЕЗУЛЬТАТЫ**

Оптимальная структура угодий определяется в результате сопоставления параметров «адаптивной» и «потенциальной» структур. Сначала рассчитывается соотношение площадей пашен «адаптивной» и «потенциальной» структур, которое является коэффициентом пересчета площади угодий. При условии близких значений этих параметров, что имеет место в крупнохолмистых агроландшафтах, «адаптивная» структура угодий, при разработке «оптимальной», не подвергается



значительной коррекции. В «опольных» ландшафтах отношение площади «потенциальной» пашни, к площади «адаптивной» равно 0.8. Это значение является коэффициентом пересчета площадей всех угодий. При этом изменение их площадей не приводит к трансформации соотношений луга, леса и пашни.

В тех случаях, когда в пределах агроландшафта невозможно выделить достаточно площади под какой-либо вид луговых угодий проводится уточнение доли сенокосов и пастбищ. Так в «опольных» ландшафтах площади, пригодные под пастбища, не превышают 1.5 %, в то время как для адаптации культур пастбища должны занимать 12-14 % всей площади ландшафта. В таком случае под культурные пастбища необходимо отводить все пригодные площади, а дефицит органических удобрений восполнять за счет выпаса скота на залежах и в лесах. Путем деления недостающей доли пастбищ на площадь не сельскохозяйственных территорий можно вычислить, что при использовании плодосменных севооборотов в этой группе типов агроландшафтов 12% площади, не занятой под сельскохозяйственные угодья (леса, кустарники, залежи и т.д.), необходимо отводить под выпас скота (табл. 1).

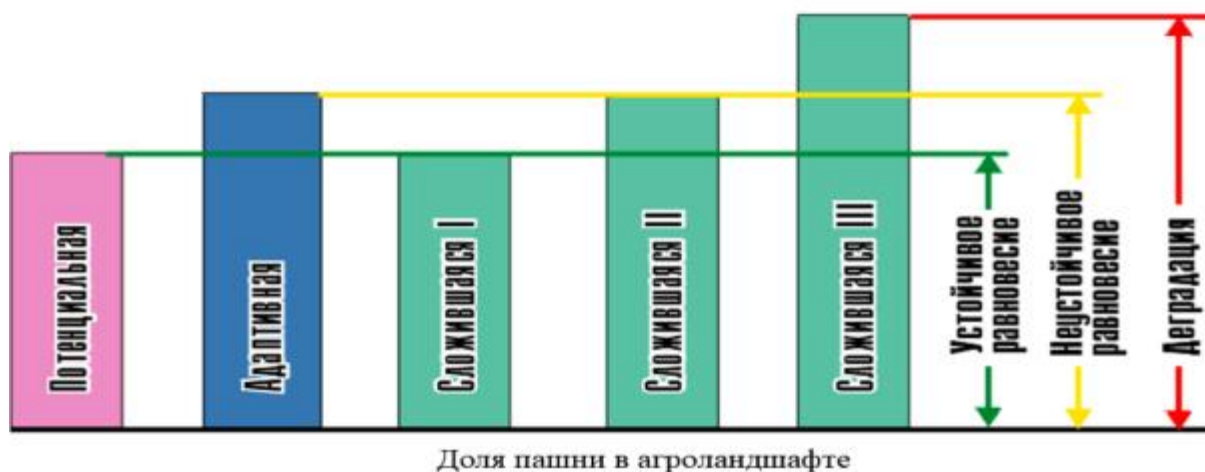
**Таблица 1** - Значение параметров «потенциальной», «адаптивной» (по севооборотам) и реально сложившейся структур угодий в различных группах типов агроландшафтов.

| Структура /севообороты              | Параметры структуры угодий |           |            |               |
|-------------------------------------|----------------------------|-----------|------------|---------------|
|                                     | Пашня %                    | Сенокос % | Пастбище % | Не с-х терр % |
| Крупнохолмистые агроландшафты       |                            |           |            |               |
| Потенциальная                       | 20.3                       | 35.7      | 43.0       |               |
| «Адаптивная»/Плодосменный           | 21.0                       | 8.0       | 7.0        | 64.0          |
| «Адаптивная»/Зернотравяной со льном | 18.0                       | 6.0       | 10.0       | 66.0          |
| Сложившаяся                         | 27.0                       | 7.0       | 8.4        | 56.0          |
| Опольные агроландшафты              |                            |           |            |               |
| Потенциальная                       | 21.5                       | 76.7      | 1.4        |               |
| «Адаптивная»/Плодосменный           | 27.0                       | 7.5       | 12.5       | 53.0          |
| «Адаптивная»/Зернотравяной со льном | 27.0                       | 7.0       | 14.0       | 52.0          |
| Сложившаяся                         | 34.0                       | 5.4       | 10.8       | 47.5          |
| Полесские агроландшафты             |                            |           |            |               |
| Потенциальная                       | 23.4                       | 60.0      | 7.5        |               |
| «Адаптивная»/Плодосменный           | 28.0                       | 9.0       | 12.0       | 51.0          |
| «Адаптивная»/Зернотравяной со льном | 25.0                       | 8.0       | 11.0       | 56.0          |
| Сложившаяся                         | 24.5                       | 8.3       | 9.4        | 56.8          |

Как видно из таблицы, параметры адаптивной структуры резко отличаются от потенциальной. Растения, как правило, «требуют» значительно большей доли пашни, чем может позволить ландшафт. Это можно объяснить тем, что при увеличении площади пашни выше максимально допустимых экологических норм, с одной стороны провоцируются деградационные процессы, а с другой возникает возможность максимально полного применения современных технологий выращивания культур. Это приводит к «затушевыванию» последствий негативных процессов. Однако дальнейшее увеличение пашни приводит к тому, что выигрыш от технологии уже не компенсирует вреда, наносимого деградационными процессами, и урожайность культур резко падает. Поэтому, ориентируясь только на «адаптивную» структуру угодий, можно, получая хорошие урожаи, нанести существенный вред ландшафту и плодородию почв. Следует отметить, что в группе «полесских» ландшафтов наблюдается наибольшее соответствие между видами структур, в то время как в крупнохолмистых, и особенно в «опольных» агрогеосистемах, реальная для 80-х годов XX столетия доли пашни превышает не только ландшафтные нормативы, но и требования культур.

## ВЫВОДЫ ПО ИСПОЛЬЗОВАНИЮ МЕТОДА

Сопоставление параметров «адаптивной» и «потенциальной» структур агроландшафта позволяет определить экологические границы устойчивости территории к антропогенному прессу. Так, если в пределах хозяйства доля пашни не превышает потенциального значения, а расположение ее в основном совпадает с потенциальным, можно говорить о том, что слагающие его геокомплексы находятся в состоянии устойчивого экологического равновесия. Когда доля пашни превышает потенциальную норму, но не достигает адаптивной, можно говорить о неустойчивом экологическом равновесии в агроландшафте. Оно может поддерживаться только путем затраты дополнительной антропогенной энергии. При превышении доли пашни значения «адаптивного» параметра в ландшафте протекают необратимые деградационные изменения.



**Рисунок 1** - Структурные критерии деградации природной среды агроландшафтов

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Структура соотношения луга, леса и пашни в пределах агроландшафта является его основной агропроизводственной характеристикой. Ее оптимизация приводит к затуханию деградационных процессов в ландшафте и к достижению его экологически обоснованной продуктивности.
2. Основой процесса оптимизации структуры угодий является изучение морфологического строения типичных агроландшафтов Нечерноземья и адаптивных реакций сельскохозяйственных растений на изменение доли основных угодий в пределах конкретной территории.
3. Сопоставление значений реально сложившейся структуры угодий конкретной территории с параметрами «потенциальной» и «адаптивной» структур позволяет оценить степень подверженности агроландшафта деградационным явлениям.

## ЛИТЕРАТУРА

- [1] Стафийчук И.Д. Каким быть землеустройству. // Земледелие, 7, 1989, с 14-19.
- [2] Докучаев В.В. Избранные сочинения. М-Л Сельхозгиз. 1954, –780с.
- [3] Раменский Л.Г. Введение в комплексное почвенно-геоботаническое исследование земель. М. Сельхозгиз. 1938. –520с.
- [4] Лыков А.М., Кауричев И.С., Сидоров М.И., Глазовская М.А. Современные системы земледелия. Послесловие к дискуссии. //Земледелие, 1990, 10, с 24-29.
- [5] Видина А.А. Практические занятия по ландшафтоведению. / Метод. пособие для геогр. ф-тов университетов. - М.: МГУ, 1974, - 84с.
- [6] Пашканг К.В., Васильева И.В., Лапкина Н. А., Любушкина С.Г., Рычагов Г.И. Комплексная полевая практика по физической географии. - М.: «Высшая школа», 1986, - 208с.
- [7] Иванов Д. А. Ландшафтно-адаптивные системы земледелия (агроэкологические аспекты). 2001, Тверь «Чудо» –304с.

## Глава II/33: ОЦЕНКА СТЕПЕНИ ДЕГРАДАЦИИ ПОЧВ И ВОССТАНОВЛЕНИЕ ИХ ЭНЕРГЕТИЧЕСКОЙ ФУНКЦИИ

### Chapter II/33: Estimation of Soil Degradation and its Energy Function Restoring

Людмила В. Кирейчева

DOI 10.25680/5378.2018.19.29.130

Эл. Почта: [kireychevalw@mail.ru](mailto:kireychevalw@mail.ru)

Всероссийский научно-исследовательский институт гидротехники и мелиорации им. А.Н. Костякова, ул.Б.Академическая 44, 127550 Москва, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Выполнен анализ основных характеристик зонально-провинциальных почв европейской части России по степени деградации. Наиболее подвержены процессам деградации дерново-подзолистые и светло-каштановые почвы, в них наблюдается значительное снижение запасов гумуса и питательных элементов, наименее подвержены черноземы. Потеря продукции в зерновом эквиваленте оцениваются в 3,2-3,9 млн т. Предложен новый подход к оценке степени деградации через снижение энергетического ресурса почвы. Разработана модель энергетического ресурса почвы, включающая показатели, необходимые для достижения экологически обоснованного продукционного потенциала. При оптимальных значениях показателей коэффициент энергетического ресурса практически для всех типов почв довольно высокий и составляет 0,76-0,96, наибольшее значение наблюдается у почв черноземного ряда и каштановых 0,92-0,96. В процессе деградации коэффициенты энергетического ресурса снижаются: при сильной степени деградации более чем в 2 раза до 0,35-0,37, что связано с потерей в них гумуса и нарушением кислотно-щелочного баланса. Для восстановления энергетической функции почвы требуется проведение агротехнических и мелиоративных мероприятий

**Abstract.** The analysis of the main characteristics of the zonal-provincial soils in the European part of Russia according to the degree of degradation was carried out. Most soils vulnerable to degradation are: Sod-Podzol and Light-Chestnut soils - a significant reduction of humus and nutrients were observed, the least vulnerable ones are Chernozems. Losses in crops' production given in grain equivalent are estimated as 3.2-3.9 million tons. A new approach on the degree of soil degradation estimation taking into account the reduction in the energy resource of the soil has been suggested. A model on the energy resource of the soil has been developed. It includes indicators needed to achieve the environmentally reasonable production capacity. Under optimal parameters values of the coefficient of the soil energy resource are quite high for almost all types of soils - 0,76-0,96, the highest value is observed in Chernozems and in Chestnut soils in the range from 0,92 to 0,96. Under degradation energy resources decline, for example, in: the case of high degradation - more than in 2 times - up to 0.35-0.37, which is caused by humus losses, and disruption of the soil acid-alkaline balance. To restore the energy function of the soil the implementation of agro-technical and melioration measures are required.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** почва, деградация, агрохимические показатели, энергетический ресурс, модель, продуктивность, восстановление деградированных почв.

**Keywords:** soil, degradation, agrochemical parameters, energy resource, model, productivity, restoration of degraded soils.

#### ВВЕДЕНИЕ

Почва является национальным достоянием и от ее биосферных функций во многом зависит не только продовольственная безопасность страны и «здоровье» экосистемы, в конечном итоге, благосостояние человека. «Всемирная хартия почв гласит: главной целью для всех сторон является обеспечение рационального управления почвами и восстановление или возрождение деградированных почв»[1]. В настоящее время на большинстве зонально-провинциальных почв России наблюдается развитие деградационных процессов, что приводит к снижению природно-ресурсного потенциала агроландшафтов за счет уменьшения энергетического ресурса почв и, как следствие, к потере валового сбора продукции сельскохозяйственных культур, которые по мнению К.Н Кулика, могут составить 3,2-3,9 млн т в зерновом эквиваленте. Существуют природные и антропогенные причины, вызывающие деградацию почв. Принципиальное отличие антропогенной деградации от естественных процессов заключается в преимущественном выносе с уро-

жаем питательных веществ, аккумулируемых в урожае, что приводит к уменьшению содержания гумуса и утрате запасов внутрипочвенной энергии, т.е. обуславливает деградацию базиса. Но наибольшая опасность возникает тогда, когда природные и антропогенные процессы деградации действуют совместно, в одном направлении, что может вызвать эффект синергизма. Интегральным показателем деградации почв следует считать такое снижение энергетического ресурса почвы, при котором наблюдается изменение ее основных показателей, приводящих к нарушению функционирования и устойчивому снижению продуктивности.

## МЕТОД РАСЧЕТА ЭНЕРГЕТИЧЕСКОГО РЕСУРСА ПОЧВЫ

Почвы, как и другие природные объекты, являются открытыми динамическими системами, существование которых поддерживается балансом вещества, энергии и информации. Продуктивность почв и их энергетическое состояние определяется количеством поступающей солнечной энергии и соотношением тепла и влаги [2,3,4]. Среди агрохимических показателей важнейшая роль принадлежит гумусовому состоянию почв и объемной массе ( $\alpha$ ) [5,6]. Не менее важную роль для устойчивого состояния плодородия играет и соотношение в гумусе гуминовых и фульвокислот ( $C_{ГК/ФК}$ ) [4]. Важное значение для обеспечения высокой продуктивности имеют основные элементы питания растений (NPK), находящиеся в доступных для растений формах и определяющие актуальное плодородие почвы. С точки зрения физико-химических показателей, понижающих плодородие и, следовательно, энергетическое состояние почвы, следует учитывать гидролитическую и обменную кислотность ( $pH_{КС}$ ) [7] и наличие засоления и осолонцевания почв [8]. Нами предложена модель энергетического состояния почвы, позволяющая оценить степень деградации почвы через показатель (коэффициент) энергетического ресурса почв ( $K_{ЭР}$ ), который может быть представлен следующим образом [9]:

$$K_{ЭР} = \frac{R - R_P}{R_P} \cdot \frac{G_\phi}{G_{max}} \cdot \exp\left\{-\frac{|\Delta pH|}{\sqrt[3]{N \cdot P \cdot K} \cdot (C_{ГК}/C_{ФК})}\right\}$$

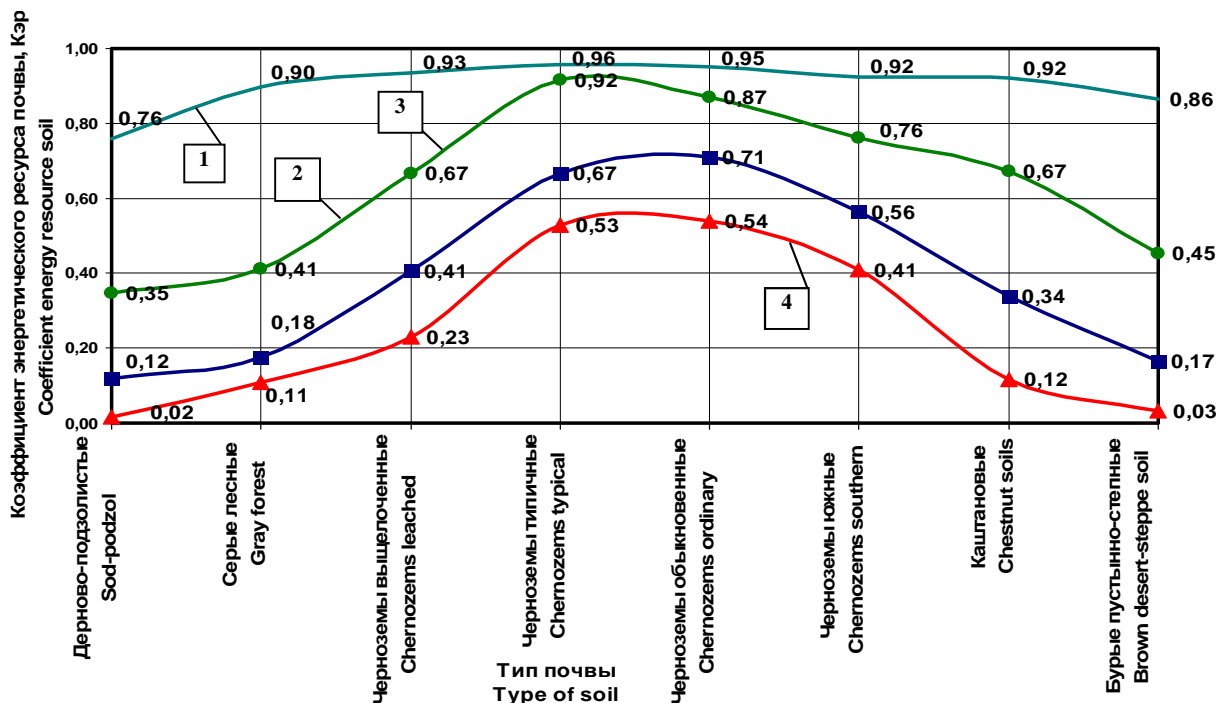
где  $R$  – фактический радиационный баланс,  $\text{кДж/см}^2$ ;  $R_P$  – радиационный баланс в условиях, необходимых для достижения экологически обоснованной (биологической) продуктивности,  $\text{кДж/см}^2$ ;  $G_\phi$  – фактическое содержание гумуса в почве, %;  $G_{max}$  – максимальное содержание гумуса в почве, характерное для данных почвенно-климатических условий, %;  $\Delta pH$  – отклонение значения  $pH$  от оптимального для данных почвенно-климатических условий;  $N, P, K$  – содержание элементов минерального питания, в долях от максимального значения доступных форм для данных условий;  $C_{ГК}/C_{ФК}$  – отношение содержания гуминовых кислот к фульвокислотам. Коэффициент энергетического ресурса почв изменяется от 1 до 0, чем выше его значение, тем больше энергетический ресурс почвы. Для учета засоления предложена следующая функция зависимости урожайности от засоленности почвы, которая косвенно определяет снижение коэффициента

энергетического ресурса почвы:  $Y = \frac{1}{1 + e^{5x - 2,5}}$ , где  $Y$  – относительная урожайность сельскохозяйственных культур (доли от ед.);  $x$  – сумма солей в пахотном слое почвы, %.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

На основании многочисленных литературных источников [10-11 и другие] выполнен анализ основных агрохимических свойств почв, определяющие плодородие почвы, для зонального ряда почв европейской части России в зависимости от степени их деградации который показал, что наиболее подвержены процессам деградации дерново-подзолистые и светло-каштановые почвы, в них наблюдается наибольшее снижение запасов гумуса на 70-80% содержание питательных элементов, в частности азота на 90-75%, фосфора – 84-80% и калия на 62-80%. Одновременно происходит изменение кислотно-щелочного баланса: в дерново-подзолистых почвах наблюдается снижение  $pH$  с 6,0 до 4,6, а в светло-каштановых  $pH$  повышается с 7,5 до 8,2. Наименее подвержены процессам деградации черноземы: снижение гумуса в черноземе обыкновенном отмечается на 30%, в черноземах выщелоченном и типичном на 45%, и в черноземе южном на 50%, у всех типов черноземов наблюдается увеличение  $pH$ . Наиболее заметен этот процесс в выщелоченном черноземе. Также отмечается значительное уплотнение пахотного слоя почвы. Все это приводит к снижению урожайности, а при сильной степени деградации к выводу земель из сель-

скохозяйственного оборота. Для оценки влияния степени деградации на энергетический ресурс почвы по модели рассчитаны коэффициенты энергетического ресурса зональных почв с учетом их характеристик. Результаты показали, что при оптимальных значениях основных анализируемых характеристик почв коэффициент энергетического ресурса практически для всех типов почв довольно высокий и составляет 0,76-0,96 (рисунок 1).



**Рисунок 1** - Коэффициенты энергетического ресурса различных типов почв в естественных условиях и после проведения мелиорации; 1 =  $K_{эп}$  при оптимальных значениях показателей; 2 =  $K_{эп}$  при слабой степени деградации; 3 =  $K_{эп}$  при средней степени деградации; 4 =  $K_{эп}$  при сильной степени деградации.

Наибольшее значение наблюдается у почв черноземного ряда и каштановых 0,92-0,96, что связано с наиболее благоприятными условиями формирования почв в естественных условиях. Эти почвы имеют значительный запас гумуса, хорошо выраженную буферную систему (высокие значения ППК) и высокоорганизованную структуру. В процессе деградации наблюдается снижение коэффициента энергетического ресурса до 0,54 у чернозема обыкновенного при сильной степени деградации. Наиболее подвержены деградации дерново-подзолистые и серые лесные почвы, при слабой степени деградации коэффициенты энергетического ресурса снижаются в более чем в 2 раза до 0,35-0,37, при средней степени деградации они практически теряют свою продуктивность, что связано с малым содержанием в них гумуса и с сильным нарушением кислотно-щелочного баланса. Достаточно низким энергетическим ресурсом обладают каштановые и бурые полупустынные почвы, коэффициент энергетического ресурса при слабой степени деградации снижается до 0,54 и 0,45 соответственно, это можно объяснить низким содержанием гумуса и развитием процессов осолонцевания. Как видно из рисунка для всех типов почв существует восполняемый энергетический потенциал, который можно реализовать путем разработки и применения комплекса агрохимических и мелиоративных мероприятий применительно к каждому конкретному типу почвы. При оценке уровня деградации почвы в результате снижения гумусового запаса необходимо учитывать не только общее количество утерянного гумуса, но и количество энергии, утраченной данным типом почвы. Рассчитав предложенным методом дефицит количества энергии в зависимости от степени деградации, связанной с дегуминификацией, можно определить дозу внесения органических удобрений, торфа, сапропеля и др. органических веществ, необходимых для восстановления природного энергетического потенциала почвы и, соответственно, оценить целесообразность мероприятий в данном направлении (таблица 1). Вос-

полнение вещественного запаса органического углерода и элементов минерального питания осуществляется довольно легко путем внесения органических и минеральных удобрений; регулирование уровня кислотности – внесением соответствующих кальцийсодержащих мелиорантов; уплотнение почвы ликвидируется проведением глубокой вспашки или рыхлением. Основная трудность состоит в восстановлении или повышении энергетического состояния почвы.

**Таблица 1** – Затраты энергии на восстановление деградированных почв

| Тип почвы              | Количество энергии необходимое для восстановления почвы до: |  |   | Всего:<br>ГДж/га |
|------------------------|---|--|---|------------------|
|                        | от сильной до средней степени деградации,<br>ГДж/га         | от средней до слабой степени деградации,<br>ГДж/га | от слабой степени деградации до оптимального состояния,<br>ГДж/га |                  |
| Дерново-подзолистые    | 87,97   | 96,45  | 180,43  | 364,85           |
| Серые лесные           | 106,67  | 91,00  | 108,12  | 305,79           |
| Черноземы выщелоченные | 186,76  | 106,14   | 101,50  | 394,40           |
| Черноземы типичные     | 193,97  | 134,44   | 11,57   | 339,98           |
| Черноземы обыкновенные | 144,02  | 90,23  | 29,09   | 263,35           |
| Черноземы южные        | 124,53  | 74,97  | 35,33   | 234,83           |
| Каштановые             | 93,80   | 75,97  | 51,32   | 221,09           |
| Бурые пустынно-степные | 37,03   | 68,73  | 67,70   | 173,46           |

При этом важно не только восполнить дефицит органического углерода и питательных элементов, но самое главное восстановить энергетическую функцию и обеспечить эволюционное развитие почвы. Дефицит энергии в почве, который определяется не только потерями гумуса, так и изменением соотношения в гумусе гуминовых и фулькислот, так как в разных типах почв гуминовые вещества содержат разное количество энергии, то потеря равного количества гумуса приводит к разной потере энергии почвой. Наши исследования показали, что потеря одной тонны гумуса соответствует потере энергии почвы от 3,95 ГДж для дерново-подзолистых почв до 5,8 ГДж для черноземов. Для восстановления энергетического запаса почвы потребуются следующие дозы внесения органических удобрений: для дерново-подзолистых почв – 75 т/га при переводе от средней степени деградации до слабой и порядка 141 т/га для доведения до оптимального состояния. Для серых лесных 71 и 85 т/га, для каштановых почв 60 и 40 т/га и для бурых пустынно-степных 54 и 53 т/га соответственно (таблица 2).

Полученные результаты наглядно показывают, что деградационные процессы у всех типов почв развиваются по-разному, поэтому эффективность мелиоративных мероприятий будет напрямую определяться степенью деградации. Проведенные многолетние исследования в Рязанской области начиная с 2005 года на почвах выработанных торфяников при возделывании многолетних трав, ячменя, рапса, овса подтвердили не только агрономический, но и мелиорирующий эффект применения органических удобрений, что выражается в увеличении урожайности многолетних трав на 50-100 %, ячменя на 59 %, рапса на 53%, овса на 27% при повышении качества продукции. При этом обеспечивается восполнение ее энергетического ресурса почвы за счет поступления органического углерода за период с 2005 по 2007 год энергетический ресурс почвы увеличился до 800-875 ГДж/га, что на 8% больше по сравнению с контролем[12].

**Таблица 2-** Объемы внесения органических удобрений для восстановления энергетического ресурса для зональных почв европейской части России



| Типы почв              | Количество органического вещества (компост влажностью 60%) необходимое для восстановления почвы до: |   |  |             |
|------------------------|---|---|--|-------------|
|                        | от сильной до средней степени деградации, т/га  | от средней до слабой степени деградации, т/га | от слабой степени деградации до оптимального состояния, т/га | Всего: т/га |
| Дерново-подзолистые    | 69,16   | 75,83   | 141,85   | 286,83      |
| Серые лесные           | 83,86   | 71,54   | 85,00  | 240,40      |
| Черноземы выщелоченные | 146,83  | 83,45   | 79,79  | 310,07      |
| Черноземы типичные     | 152,49  | 105,69  | 9,09   | 267,28      |
| Черноземы обыкновенные | 113,23  | 70,94   | 22,87  | 207,04      |
| Черноземы южные        | 97,90   | 58,94   | 27,77  | 184,62      |
| Каштановые             | 73,74   | 59,73   | 40,34  | 173,81      |
| Бурые пустынно-степные | 29,11   | 54,03   | 53,22  | 136,37      |

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Деградация почвенного покрова России связана с потерей органического вещества, засолением, осолонцеватостью, нарушением кислотно-щелочного баланса, что привело к потере энергетического ресурса почвы и снижению урожайности.
2. Предложен энергетический подход к обоснованию процессов деградации, позволяющий оценить степень деградации через количество утраченной почвой энергии и обосновать необходимое количество внесения органического вещества для ее восполнения.
3. Рассчитаны затраты энергии на восстановление деградированных почв и объемы внесения органических удобрений для восполнения утраченной энергии.

## ЛИТЕРАТУРА

- [1]Information resource. Ecology: world soils charter//[www.fao.org](http://www.fao.org).
- [2]Budyko, M. I. 1971 Climate and Life. – L.: Hydrometeorological publishing house, – 470 p.
- [3]Shashko D. I. 1967 Agro-Climatic Zoning of the USSR. – M., – 335 p.
- [4]Kireicheva L.V., Karpenko N.P. 2015 EVALUATION OF THE EFFICIENCY OF IRRIGATION IN A ZONAL SOIL SEQUENCE Eurasian Soil Science. T. 48. № 5. С. 524-532.
- [5]Orlov D. S., Biryukova O. N., Sukhanova N. I.. 1996 Organic Matter of the Soils in the Russian Federation. Moscow: Science, – 254 p.
- [6]Tyurin I. V. 1966 The Issues of the Genesis and Fertility of Soils. M.: Science; – 288 p.
- [7]Pankova E. I., Novikova A. F. 2000 Degradation Processes in Agricultural Lands of Russia // Soil Science, No. 3 pp. 366-379.
- [8]Kireicheva L. V. 2015 Innovative Technologies to Improve Productivity of the Reclaimed Land of the Barabinskaya Lowland. // Melioration and Water Economy. -. –No. 6. –pp. 45-50.
- [9]Litvinovich A.V. , 2011 Degradation of a Well-Cultivated Soils of Humid and Arid Regions / A. V. Litvinovich. LAMBERT Academic Publishing. – 278 p.
- [10]Ovchinnikova M. F. 2007 Peculiarities of Transformation of Humus Substances in Different Conditions of Land Use (at the example of sod-podzolic soil): abstract. Dr. Biol. Sciences. M.,– 48 p.
- [11]Gabbasova I. M. 2001 Degradation and Reclamation of soils of the Southern Ural: abstract of thesis. Dr. of Agricultural Sciences. M: MAA, – 45 p
- [12] Kireicheva L.V, Belova I. V., Peregudov S.V., Yashin V.M. 2009 Energy assessment of reclamation measures to improve soil fertility // Izvestiya Nizhnevolzhskogo Agrouniversitetskogo complex: science and higher vocational education, № 4 (16). P.32-42

## Глава II/34: КЛАССИФИКАЦИЯ ДЕГРАДАЦИИ ПОЧВ СТЕПНЫХ АГРОЛАНДШАФТОВ ПРИ ОРОШЕНИИ

### Chapter II/34: Degradation of Steppe Soils of Cultivated Agrolandscapes under Irrigation

Владимир Г. Мамонтов

DOI 10.25680/3718.2018.12.76.131

Эл. Почта: [mamontov1954@inbox.ru](mailto:mamontov1954@inbox.ru)

Российский государственный аграрный университет – МСХА имени К.А. Тимирязева, кафедра почвоведения, геологии и ландшафтоведения, ул. Прянишникова, 6, 125550 Москва Россия

**РЕЗЮМЕ.** Предлагается выделять пять типов деградации орошаемых почв, подразделяющихся на виды деградации. Физическая деградация включает процессы отчуждения и реорганизации почвенной массы, химическая – несбалансированный вынос биофильных элементов или избыточное накопление вредных веществ. Физико-химическая деградация проявляется в негативных изменениях почвенно-поглощающего комплекса и обусловленных этим явлениях. С биологической деградацией связано обеднение почв органическим веществом и негативные сукцессии почвенной биоты. Гидрологическая деградация обусловлена негативным изменением водного режима. Степень деградации характеризует интенсивность проявления деградационных процессов, скорость – активность негативных изменений во времени. Характер деградации отражает специфику деградационных процессов, обратимость – возможность восстановления исходных свойств почв, устойчивость – способность сохранять производительные и экологические функции.

**Abstract.** It is proposed to allocate irrigated soils to five types of degradation, subdivided into kinds and degrees of degradation. Physical degradation involves processes of decline and reorganization of the soil mass. Chemical degradation is characterized by removal of unbalanced nutritional elements or excessive accumulation of harmful substances. Physico-chemical degradation manifests itself in negative changes in the soil-absorbing complex and the resulting phenomena. Biological degradation is associated with depletion of soil organic matter and negative succession of soil biota. Hydrological degradation is due to the negative change of the water regime. The degree of degradation characterizes the intensity of degradation processes, the rate - the activity of negative changes with time. The nature of the degradation reflects specific degradation processes, reversibility is the ability to restore the original properties of the soil resistance - the ability to maintain the productive and environmental functions.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** орошение, агроландшафты, деградация почв, типы деградации, виды деградации, степень, скорость и характер деградации, обратимость деградации.

**Keywords:** irrigation, agricultural landscapes, soil degradation, types of degradation, types of degradation, the extent, speed and nature of degradation, reversibility of the degradation.

#### ВВЕДЕНИЕ

Современное состояние биосферы характеризуется постоянно возрастающей антропогенной нагрузкой на окружающую среду. Одним из таких факторов антропогенного воздействия на почвенный покров является орошение. Его широкое развитие обусловлено естественными причинами, поскольку в целом ряде регионов вследствие дефицита атмосферных осадков невозможно создание высокопродуктивных устойчивых агроландшафтов без развития орошаемого земледелия. Орошение позволяет оперативно устранять дефицит влаги в почве и обеспечивает благоприятные условия для произрастания сельскохозяйственных культур. Эффективность ирригации доказана и в районах с относительно высокой обеспеченностью осадками. В тоже время при интенсивном орошении уровень антропогенной нагрузки на почву многократно возрастает, что сопровождается существенным изменением почвенных свойств и режимов и часто приводит к негативным последствиям вплоть до деградации орошаемых почв.

#### ПОНЯТИЕ О ДЕГРАДАЦИИ ПОЧВ АГРАРНЫХ ЛАНДШАФТОВ

Деградация пахотных почв представляет собой серьезную проблему, поскольку сопровождается целым рядом негативных последствий. Изменения качественных и количественных характеристик миграционных потоков и соотношения между поверхностным и грунтовым стоком в пользу увеличения первого, усиление эвапотранспирации и негативное изменение микроклимата, обсы-

хание территорий и деградация растительности, развитие эрозии и дефляции – эти и другие явления и процессы, являющиеся следствием деградации почв, вызывают изменения интенсивности и направленности биогеохимических потоков вещества и энергии, что приводит к нарушению внутриландшафтных связей и выводит природные ландшафты из устойчивого состояния. На почвах, подверженных деградации, снижается эффективность агротехнических и агрохимических мероприятий, в результате чего культурные растения не могут полностью реализовать свой биологический потенциал. В таких условиях возникают большие трудности при создании сбалансированных высокопродуктивных агроландшафтов, являющихся основой для поступательного развития сельскохозяйственного производства. Поэтому разработка объективных критериев диагностики и оценки деградации почв становится в последнее время одним из наиболее приоритетных направлений почвенно-экологических исследований.

К настоящему времени накоплен определенный опыт по оценке и классификации деградации почв и идентификации факторов, определяющих устойчивость почвенного покрова к этому негативному явлению [1-7]. Однако в целом данная проблема нуждается в дальнейшей разработке. Это касается как понятийного аппарата, так и количественных параметров, позволяющих оценить различные стороны этого явления.

Негативная трансформация свойств и режимов почвы может быть следствием, как природных процессов, так и антропогенного воздействия. Изменения под влиянием природных процессов (изменение климата и др.) происходят независимо от человека, и считать их деградацией, по видимому, нецелесообразно [7], поскольку в этом случае будет иметь место эволюция почвы в соответствии с изменившимися естественными условиями почвообразования. Когда же все природные факторы почвообразования (за исключением растительности) остаются более или менее стабильными, а почвенные параметры ухудшаются, то причиной деградации почв является антропогенный фактор. Под деградацией почв следует понимать обусловленное человеческой деятельностью устойчивое ухудшение состава, свойств и режимов почвы, сопровождающееся частичной или полной утратой ею экологических и производительных функций. Важнейшая причина антропогенной деградации почв – несоответствие направленности и интенсивности антропогенного воздействия генетическим особенностям почв [6].

Механизмы, определяющие деградацию почв при их сельскохозяйственном использовании, обусловлены изменением соотношения и интенсивности элементарных почвенных процессов, а также специфическими антропогенными процессами, отличающимися от природных [5].

В результате деградации пахотных угодий снижается плодородие почв, урожайность и качество сельскохозяйственной продукции, увеличиваются затраты на ее производство, ухудшается экологическая обстановка не только в пределах конкретных агроландшафтов, но и на сопряженных территориях, включая и водные бассейны.

## **КЛАССИФИКАЦИЯ ДЕГРАДАЦИИ ОРОШАЕМЫХ ПОЧВ АГРАРНЫХ ЛАНДШАФТОВ**

Деградационные явления, фиксируемые в почвах, имеют различную природу и степень выраженности, обнаруживаются практически на всех уровнях структурной организации почвы, включая и структуру почвенного покрова. Общепринятой классификации деградации почв пока нет, хотя и предложены различные ее варианты [2, 4, 5, 7]. Применительно к орошаемым почвам систематизация и ранжирование деградационных процессов может выглядеть следующим образом (табл. 1).

Выделяется пять типов деградации. **Физическая деградация** включает процессы механического удаления почвенного материала (ирригационная эрозия, планировочные работы) и переорганизации почвенной массы (переуплотнение, обесструктурирование, слитизация). Следствием физической деградации почв является ухудшение их водно-воздушного режима, физических и физико-механических свойств. В результате ирригационной эрозии или планировочных работ могут ухудшаться и другие почвенные параметры (уменьшается мощность гумусового слоя, снижаются содержание и запасы гумуса, азота, лабильного органического вещества, в пахотный слой вовлекаются свободные карбонаты и пр.).

При **химической деградации** почвы обедняются подвижными и более прочносвязанными формами азота, фосфора, калия и других, важнейших биофильных элементов (истощение), что обычно отмечается при экстенсивной эксплуатации орошаемых угодий.

С другой стороны, в почвах происходит накопление в избыточных количествах легко- и трудно-растворимых солей, поступающих из грунтовых или оросительных вод (вторичное засоление),

аккумуляция тяжелых металлов, радионуклидов и синтетических соединений органической природы, приносимых с поливной водой (загрязнение).

Развитие химической деградации оказывает отрицательное влияние на поступление в растения воды, питательных макро- и микроэлементов, отдельные ионы и соединения оказывают токсичное действие на сельскохозяйственные культуры. Кроме того, в результате химической деградации ухудшаются условия для функционирования почвенной биоты и процессов гумусообразования.

**Таблица 1.** Классификация деградации орошаемых почв

| Показатели деградации     | Типы деградации   |   |  |  |                                   |
|---------------------------|---|---|--|--|-----------------------------------|
|                           | Физическая  | Химическая  | Физико-химическая  | Биологическая  | Гидрологическая                   |
|                           | Виды деградации   |   |  |  |                                   |
|                           | 1.Переуплотнение<br>2.Обесструктурирование<br>3.Слитизация<br>4.Ирригационная эрозия<br>5.Планировочная | 1.Вторичное засоление.<br>2.Истощение<br>3.Химическое загрязнение | 1.Вторичное осолонцевание<br>2.Магниева солонцеватость<br>3.Уменьшение емкости катионного обмена и буферности.<br>4.Подщелачивание и подкисление | 1.Дегумификация.<br>2.Почвоутомление<br>3.Негативные сукцессии биоты.<br>4.Ухудшение биологической и ферментативной активности | 1.Переуплотнение<br>2.Подтопление |
| Степень деградации*       | 1. Слабая < 10%.<br>2. Средняя – 10-25%.<br>3. Сильная – 26-50%.<br>4. Очень сильная – > 50%            |   |  |  |                                   |
| Скорость деградации       | 1. Медленная > 20 лет.<br>2. Ускоренная – 10-20 лет.<br>3. Быстрая < 10 лет                             |   |  |  |                                   |
| Характер деградации       | 1. Постепенный.<br>2. Скачкообразный  |   |  |  |                                   |
| Устойчивость к деградации | 1. Высокая.<br>2. Средняя.<br>3. Низкая   |   |  |  |                                   |
| Обратимость деградации    | 1. Обратимая.<br>2. Частично обратимая.<br>3. Практически необратимая                                   |   |  |  |                                   |

\* Величина отклонения признака от его исходного состояния или по сравнению с эталонной почвой.

**Физико-химическая деградация** обусловлена негативными изменениями в составе почвенно-поглощающего комплекса. В орошаемых черноземах и каштановых почвах физико-химическая деградация чаще всего происходит в результате накопления в ППК обменного натрия. Вследствие этого ухудшается реакция почвенной среды, усиливается дисперсность органической и минеральной части почвы, т.е. развивается вся совокупность отрицательных явлений и процессов, вызываемых осолонцеванием почв. Гораздо реже негативные изменения физико-химических свойств орошаемых почв связаны с подкислением среды.

**Биологическая деградация** включает биохимические процессы, вызывающие обеднение почв органическим веществом и ухудшение его качественного состава (дегумификация). Сюда же относятся негативные изменения биологической активности почвы, численности и видового разнообразия почвенной биоты, накопление фитотоксичных веществ органической природы (колинов), представляющих собой продукты разложения послеуборочных остатков и метаболизма живых организмов (почвоутомление). В большей степени биологическая деградация развивается в результате экологического несоответствия почвенной среды и односторонне воздействующего на нее сообщества культурных растений. Биологическая деградация существенно снижает пло-

дородие почв и делает невозможным успешное возделывание сельскохозяйственных культур в узкоспециализированных севооборотах или в условиях бессменной культуры.

**Гидрологическая деградация** развивается при аккумуляции избытка влаги в пределах почвенного профиля. Источником ее служат оросительные и грунтовые воды. В первом случае поливная вода периодически застаивается на поверхности почвы вследствие переполивов, некачественной планировки поверхности поля или неудовлетворительных условий фильтрации (перевлажнение). Во втором случае влага поступает в почвенный профиль из близко расположенных грунтовых вод (подтопление). Формирующаяся анаэробная обстановка сопровождается негативными изменениями органической и минеральной части почвы, свойственными глеевому процессу.

Часто в орошаемых почвах различные виды деградации проявляются совместно. Так, например, подтопление обычно сопровождается вторичным засолением и осолонцеванием орошаемых почв, негативными изменениями их физических свойств. Кроме того, развитие одного типа деградации может инициировать негативные явления и процессы, свойственные другому типу деградации. В частности, биологическая деградация, проявляющаяся в виде дегумификации, повлечет за собой обесструктуривание орошаемых почв, уменьшение их емкости обмена и буферности. Все это значительно затрудняет использование угодий и проведение мелиоративных мероприятий.

**Степень деградации** варьирует от слабой до очень сильной. Она характеризуется величиной отклонения признака от его исходного состояния или же по сравнению с эталонной почвой. Степень деградации может выражаться как с помощью абсолютных показателей, так и относительных. Однако для многих видов деградации такие шкалы не разработаны. В ряде случаев степень деградации почвы оценивается по снижению урожайности сельскохозяйственных культур. Однако такой подход вряд ли является правомочным, поскольку на начальных этапах деградации почвы снижения урожайности может и не происходить. Например, при подъеме уровня грунтовых вод вначале может наблюдаться даже увеличение урожайности за счет дополнительного использования растениями влаги из капиллярной каймы. В последующем, в результате засоления, осолонцевания, оглеения и других негативных процессов, произойдет существенное ухудшение почвенного плодородия и резкое снижение продуктивности орошаемых угодий. Поэтому для оценки степени деградации необходимо использовать преимущественно показатели, характеризующие свойства почвы, а данные урожайности использовать в качестве корректировочных. При этом следует учитывать, что изменение отдельных почвенных параметров может происходить не в результате деградации как таковой, а как следствие нового гидротермического режима.

**Скорость деградации** характеризует интенсивность нарастания негативных изменений во времени. Устанавливается она на основании мониторинга орошаемых почв. Темпы развития разных видов деградации существенно различаются, что зависит от устойчивости почвы к тому или иному виду деградации и интенсивности воздействия на нее фактора, вызывающего деградационные изменения. Сравнительно быстро происходит вторичное засоление и осолонцевание орошаемых почв при орошении минерализованными водами, причем, чем выше степень минерализации поливной воды, тем активнее протекают эти процессы. С меньшей интенсивностью происходит обесструктуривание, а для отчетливого проявления слитизации, особенно при орошении пресной водой, требуется довольно значительный промежуток времени.

**Характер деградации** характеризует специфику проявления деградационных процессов. В одном случае деградация почвы может развиваться постепенно, с более или менее равномерным нарастанием негативных изменений во времени вплоть до достижения своих максимальных при данных условиях параметров. Так, в частности, протекают вторичное засоление и осолонцевание почв, орошаемых минерализованными водами, биохимическая дегумификация и другие виды деградации. В другом случае проявление деградации может иметь скачкообразный характер. На начальных этапах благодаря буферным свойствам почвы негативные последствия деградации могут не обнаруживаться или проявляться в очень слабой степени. Затем, после прохождения критической точки, почва резко деградирует или приобретает гораздо более высокую степень деградации по сравнению с тем периодом, когда еще действовали ее защитные механизмы.

Под **обратимостью деградации** следует понимать возможность восстановления свойств почв, измененных или утраченных в результате деградационных процессов. Некоторые виды деградации (истощение, слабое осолонцевание, неблагоприятная реакция среды и др.) можно устранить в сравнительно короткие сроки. Применение относительно простых агрохимических приемов и химических мелиораций, изменение характера использования пашни позволяет довольно быстро

добиться восстановления свойств почв до уровня недеградированных или эталонных аналогов. Устранение последствий от проявления отдельных видов деградации (ирригационная эрозия, слитизация, загрязнение тяжелыми металлами и радионуклидами), особенно при сильной и очень сильной степени их развития, представляет довольно трудоемкую задачу и в ближайшей перспективе крайне проблематично. Такие виды деградации следует относить к необратимым. Развитие некоторых деградационных процессов (подтопление, сильное осолонцевание, высокие потери гумуса, обесструктуривание) хотя и устраняется с помощью различных мелиораций, однако остаточные явления, вызываемые ими, могут еще долго сохраняться в почвах.

В частности, после удаления обменного натрия из ППК орошаемых почв, подвергшихся сильному осолонцеванию, они частично сохраняют повышенную дисперсность, плохую оструктуренность и склонность к коркообразованию, как результат щелочной лиофилизации коллоидов. То есть здесь имеет место неполная обратимость процесса.

Под **устойчивостью к деградации** следует понимать способность почвы противостоять внешним воздействиям с сохранением своих производственных и экологических функций. При этом необходимо учитывать, что устойчивость почвы к различным видам деградации неодинакова. Поэтому необходима дифференцированная оценка изменений свойств почв под влиянием ирригации.

## **ЗАКЛЮЧЕНИЕ**

1. Предложена классификация деградации орошаемых почв, включающая в соответствии с причинами, обуславливающими ухудшение их свойств, 5 типов, подразделяющихся в зависимости от особенностей проявления отрицательных явлений на виды.
2. Глубину проявления и активность развития негативных явлений характеризуют степень и скорость деградации.
3. В зависимости от специфики проявления деградационных процессов, возможности восстановления измененных свойств и способности почв противостоять антропогенному воздействию выделяются характер и обратимость деградации, а также устойчивость почв к деградации.

## **ЛИТЕРАТУРА**

- [1] Березин П.Н., Гудима И.И. Физическая деградация почвы: параметры состояния // Почвоведение. 1994. № 11. С. 67-70.
- [2] Деградация и охрана почв. М.: МГУ. 2002. 654 с.
- [3] Зонн С.В. Мелиоративная деградация почв и пути ее ослабления // Почвоведение. 1992. № 1. С. 22-52.
- [4] Карманов И.И., Булгаков Д.С. Деградация почв: предложения по совершенствованию терминов и определений // Антропогенная деградация почвенного покрова и меры ее предупреждения. М.: РАСХН. 1998. Т. 1. С. 5-7.
- [5] Кирюшин В.И. О методологии оценки и предотвращения деградации почв и агроландшафтов // Антропогенная деградация почвенного покрова и меры ее предупреждения. М.: РАСХН. 1998. Т. 1. С. 8-10.
- [6] Мамонтов В.Г. Орошаемые черноземы и каштановые почвы: состав, свойства, процессы трансформации. М.: РГАУ-МСХА, 2013. 290 с.
- [7] Хитров Н.Б. Деградация почв и почвенного покрова: понятия и подходы к получению оценок // Антропогенная деградация почвенного покрова и меры ее предупреждения. М.: РАСХН. 1998. Т. 1. С. 20-26.



## Глава II/35: ПОДХОД К ОЦЕНКЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ НА АГРОЭКОСИСТЕМЫ Chapter II/35: Approach for the Assessment of Impacts on Agroecosystems

Любовь В. Помазкина

DOI 10.25680/7526.2018.72.86.132

Эл. Почта: [lvp@sifibr.irk.ru](mailto:lvp@sifibr.irk.ru)

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Сибирский институт физиологии и биохимии растений СО РАН, ул. Лермонтова, 132, 664033 Иркутск, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Решение современных проблем земледелия требует новых парадигм, характеризующих развитие агроэкологии, как направления заслуживающего особого внимания в современных условиях среды. Экологически организованная агроэкосистема должна отвечать требованиям сестайнинга, связанными с формированием равновесия за счет замкнутости циклов вещества, минимизации антропогенной нагрузки и повышения биологического разнообразия с учетом кооперативных взаимодействий компонентов (почва-микроорганизмы-растения-атмосфера). На основе сравнительного и системного анализа разработан подход к интегральной оценке режимов функционирования агроэкосистем и нормирования экологической нагрузки, которые на фоне современных климатических изменений зависят от воздействия антропогенных факторов и техногенного загрязнения пахотных почв поллютантами. Интерес для оценки представляют интегральные параметры, связанные с гомеостатическим механизмом регуляции, который обеспечивает поддержание оптимального биогеохимического цикла углерода. Мониторинговые исследования в лесостепи Байкальского региона свидетельствуют, что воздействие на агроэкосистему негативных факторов среды необходимо учитывать.

**Abstract.** The solution of modern problems of agriculture requires new paradigms characterizing the development of agroecology as a direction of the environment noteworthy in modern conditions. An ecologically organized agroecosystem must meet the requirements of sustaining, associated with the balance formation due to the closure of the substance cycles, minimizing the anthropogenic load and increasing the biological diversity with account of the cooperative components interactions (soil-microorganisms-plants-atmosphere). On the basis of system analysis, an approach to an integrated assessment of the agroecosystems functioning modes and the regulation of the ecological load dependent on the impact of anthropogenic factors and technogenic soils contamination with pollutants against the backdrop of climate change has been developed. The integral parameters related to the homeostatic regulation mechanism, which ensures the maintenance of the biogeochemical cycle of carbon are of interest for their assessment. Monitoring studies in the forest-steppe of the Baikal region indicate that the impact on the agroecosystem of negative environmental factors must be taken into account.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** агроэкосистема, качество почв, функционирование агроэкосистем, нормирование нагрузки.

**Keywords:** agroecosystem, soil quality, agroecosystems functioning, load regulation.

### ВВЕДЕНИЕ

Фундаментальные экологические концепции все еще недостаточно используют в изучении агроэкосистем, в которых формирование режима функционирования зависит и от природных, и от антропогенных факторов. В изменяющихся условиях среды экспериментально недостаточно изучено способна ли агроэкосистема поддерживать свойственную ей структуру, функции, природные механизмы регуляции сохранения вещества и информации, а также какова их роль в формировании устойчивости агроэкосистем, необходимой для нормирования экологической нагрузки. В этом аспекте как для отдельных компонентов, так и в целом для агроэкосистем значение имеет выбор параметров, которые характеризуют неспецифический отклик и являются интегральными. В длительном агроэкологическом мониторинге впервые агроэкосистему исследовали как объект взаимодействующих компонентов (почва-микроорганизмы-растения-атмосфера), образующих целостную открытую систему, функционирование которой зависит от факторов среды и уровня

антропогенной воздействия. Соответственно учитывали современные климатические изменения (относительно «климатической нормы» [9]) и техногенное загрязнение почв поллютантами. Когерентные взаимодействия компонентов агроэкосистемы, влияющие на формирование режима функционирования, исследовали как интегрированные потоками углерода зависимости. Результаты исследований опубликованы [1-8]. Оценка режимов функционирования и уровня влияния факторов среды на агроэкосистемы с учетом природно-климатических условий разных регионов до сих пор отсутствует.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Антропогенные воздействия на функционирование, состояние и развитие агроэкосистем недостаточно исследованы. Не разработаны способы оценки их устойчивости, учитывающие свойства почв и экологическую нагрузку. Основанием для современных исследований являются климатические изменения и техногенное загрязнение пахотных почв поллютантами. Особого внимания заслуживают негативные воздействия факторов среды на параметры цикла углерода в агроэкосистемах на почвах разного генезиса. В проводимых исследованиях устойчивость почвенного микробного сообщества, зависящую от изменения условий среды, характеризовали экофизиологические показатели - доступность субстрата ( $C_{\text{мик}} / C_{\text{орг}}$ , %) и активность затрат углерода на дыхание единицы микробной биомассы ( $УДА; C-CO_2 / C_{\text{мик}}$ , мг/г ч). В качестве индикаторов, отражающих воздействие факторов среды на функционирование микробного сообщества, использовали ежегодные средние за вегетацию показатели эмиссии  $C-CO_2$  и содержания  $C_{\text{мик}}$ . Поступление  $C-CO_2$  в атмосферу рассматривали как поток нетто-минерализованного углерода, а его содержание в микробной биомассе как поток связанный (ре)иммобилизацией, характеризующей активность ресинтеза и рециркуляции углерода в почве. В исследованиях длительного мониторинга в агроэкосистемах экспериментально выявлены ежегодные изменения трансформации углерода под влиянием изменяющихся условий среды [3, 5, 7, 8]. На экосистемном уровне ответную реакцию микробного сообщества на изменение факторов среды оценивали на основе трансформации углерода, характеризующей активность минерализации и синтеза углеродсодержащих веществ в почве.

Анализ и обобщение полученных в агроэкосистемах на разных почвах показателей проводили используя методологию сравнительного и системного анализа [1, 3, 7, 10]. Агроэкосистему исследовали как открытую систему компонентов (почва-микроорганизмы-растения-атмосфера), интегрированных потоками углерода. Минерализованный (**М**) за вегетацию углерод почвы (гросс-минерализация в подсистеме почва-микроорганизмы) рассматривали как «вход», формирующий потоки нетто-минерализованного (**Н-М**) и (ре)иммобилизованного (**РИ**) углерода, которые соответственно представляют «выход» и «возврат на выходе» или обратную связь, обеспечивающая поддержание активного пула новообразованных веществ в почве. Для интегральной оценки режима функционирования агроэкосистем и уровня экологической нагрузки использовали показатели  $M$ , % от  $C_{\text{общ}}$  и соотношение потоков углерода **Н-М:РИ**, среднюю за вегетацию величину которых рассчитывали в  $г\ C/m^2$ , учитывая плотность сложения пахотного слоя почвы. Согласно экспериментально разработанной шкале критериев, например показатель **Н-М:РИ** близкий единице соответствует динамически-равновесному функционированию агроэкосистемы (режим гомеостаза). Повышение нагрузки меняет режим (стресс, резистентность, адаптационное истощение, репрессия). Изменения показателей **РИ:М**,% и **Н-М:РИ** демонстрируют смену режимов функционирования и уровней воздействия, или экологической нагрузки на агроэкосистему (таблица 1).

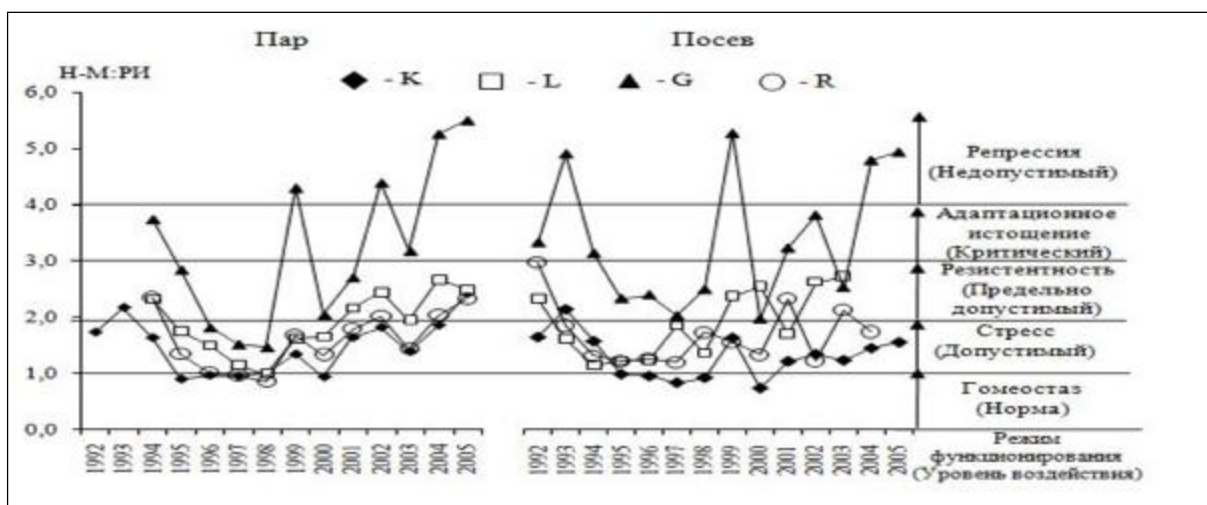
## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Рисунок демонстрирует пример использования разработанного подхода в исследованиях многолетнего агроэкологического мониторинга (1992-2005 гг.) В агроэкосистемах на разных почвах, интегральный показатель **Н-М:РИ**, как соотношение потоков нетто-минерализованного и (ре)иммобилизованного углерода ( $г\ C/m^2$ ), оценивает изменения в формировании режимов функционирования и экологической нагрузки, зависящей от климатических условий и техногенного загрязнения почв. Результаты мониторинга показали ежегодные различия в формировании режима функционирования агроэкосистем (пар и посев пшеницы) на разных по свойствам загрязненных тяжелыми металлами (**ТМ**) почвах. Согласно шкале критериев (таблица 1), например, в близком к норме 1997 г на сильногумифицированных почвах **К** и **Р** агроэкосистемы функционировали в режиме гомеостаза, который характеризуется скомпенсированностью потоков **Н-М** и **РИ** углерода. В

то же время на слабогумуфицированных загрязненных ТМ почвах L и G формировался режим стресса (допустимая нагрузка), как следствие повышения потока Н-М углерода. В аномальные 2002 и 2005 годы повышение показателя Н-М:РИ за счет снижения (ре)иммобилизации углерода указывает на неустойчивое функционирование агроэкосистем, особенно на почве G, где был режим адаптационного истощения и даже репрессии (недопустимый уровень воздействия, или нагрузки).

**Таблица 1.** Критерии режимов функционирования и экологической нагрузки на агроэкосистему

| Режим функционирования  | Уровень воздействия (нагрузка) | РИ:М, % | Н-М:РИ  |
|-------------------------|--------------------------------|---------|---------|
| Гомеостаз               | Норма                          | 50-45   | 0.8-1.2 |
| Стресс                  | Допустимый                     | 45-35   | 1.2-2.0 |
| Резистентность          | Предельно допустимый           | 35-25   | 2.0-3.0 |
| Адаптационное истощение | Критический                    | 25-15   | 3.0-5.0 |
| Репрессия               | Недопустимый                   | <10-15  | >5.0    |



**Рисунок 1.** Интегральная оценка режимов функционирования агроэкосистем (пар и посев пшеницы) на разных почвах лесостепи Байкальского региона.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Экспериментально выявлено, что устойчивость почвенного микробного сообщества, как и режим функционирования агроэкосистем на разных почвах зависят от ресурса углерода и активности процессов (ре)иммобилизации, способствующих снижению негативного воздействия факторов среды.
2. Разработанный на основе методологии сравнительного и системного анализа подход позволяет интегрально оценивать функционирование агроэкосистем, прогнозировать их состояние и развитие, в частности, зависящее от климатических изменений и воздействия техногенного загрязнения почв поллютантами.
3. Результаты исследований в перспективе можно рассматривать как основу для разработки экологических нормативов допустимого воздействия на агроэкосистемы.

## ЛИТЕРАТУРА

- [1]Помазкина Л.В. Новый интегральный подход к оценке режимов функционирования агроэкосистем и экологическому нормированию антропогенной нагрузки, включая техногенное загрязнение почв // Успехи современной биологии. 2004. Т. 124. № 1. С. 66-76.
- [2]Помазкина Л.В. Интегральная оценка функционирования и устойчивости агроэкосистем на загрязненных фторидами алюминиевого завода почвах Байкальской Сибири // Инженерная экология. 2009. № 6. С. 27-42.
- [3]Pomazkina L.V. Integrated assessment of the effect of technogenic pollution and climatic factors on agroecosystems of Baikal natural territory // Biology Bulletin Reviews. 2011. Vol.1. No 4. P. 358-365.

- [4] Pomazkina L.V. The Status of the Agroecosystems for the Forest-Steppe of the Baikal Natural Territory Under the Conditions of Technogenic Soil Pollution and Variation of Climate Factors. In book *Steppe Ecosystems: Dynamics, Land Use and Conservation*. Nova Science Publishers Inc., New York. 2012. P. 218.
- [5] Pomazkina L. V., Sokolova L. G., and Zvyagintseva E. N. Carbon Fluxes and the Carbon Budget in Agroecosystems on Agro\_Gray Soils of the Forest\_Steppe in the Baikal Region // *Eurasian Soil Science*, 2013, Vol. 46, No. 6, pp. 704–713.  
Почвоведение 2013. № 6 С.744-754. DOI:10.7868/S0032180X13060087.
- [6] Pomazkina L.V. Sokolova L.G., Semenova Y.V. Assessment of the Regime of Functioning Agroecosystems Depending on the Climate and Technogenic Pollution of the Soils // *Natural Science*. 2014. V 6. P.1219-1227.
- [7] Помазкина Л.В. Мониторинг эмиссии CO<sub>2</sub> и содержание микробной биомассы в агроэкосистемах на серой лесной почве Прибайкалья в условиях загрязнения фторидами // *Почвоведение*. 2015. № 8. С. 1-15. DOI: 10.7868/S0032180X15080031.
- [8] Pomazkina L.V., Semenova Yu.V. Agroecological monitoring of the carbon transformation in agroecosystems on gray forest soils of the Baikal region under current climatic changes and conditions of fluoride pollution / *Siberia Ecology, Diversity and Environmental Impact*. Nova Science Publishers. New York, 2016. Chapter 3. P. 53-82.
- [9] WMO. Greenhouse Gas Bulletin. 2008. № 4. 4pp.  
URL: <http://www.wmo.int/pages/prog/arep/gaw/ghg/GHGbulletin.html>
- [10] Одум Ю. Экология. М.: Мир, 1986. Т. 1. 328 с.

**Глава II/36: ЗАКОНОМЕРНОСТИ ПРОСТРАНСТВЕННОЙ ОРГАНИЗАЦИИ РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА ЮГО-ВОСТОКА ЗАПАДНО-СИБИРСКОЙ РАВНИНЫ В ЗАВИСИМОСТИ ОТ КЛИМАТИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ И РЕЛЬЕФА ТЕРРИТОРИИ**  
**Chapter II/36: Regularities of the Spatial Organization of Vegetation Cover in the South-East of the West Siberian Plain, Depending on Climatic Parameters and Topography**

**Иван Д. Зольников<sup>\*1,2</sup>, Андрей Ю. Королюк<sup>3</sup>, Надежда В. Глушкова<sup>1,2</sup>, Дарья А. Чупина<sup>1,2</sup>**  
DOI 10.25680/2022.2018.95.89.133

\*Эл. Почта: [zol@igm.nsc.ru](mailto:zol@igm.nsc.ru)

1. Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, пр. Коптюга 3, 630090 Новосибирск, Россия

2. Новосибирский государственный университет, ул. Пирогова 2, 630090 Новосибирск, Россия

3. Центральный сибирский ботанический сад СО РАН, ул. Золотогорная 101, 630090 Новосибирск, Россия

**РЕЗЮМЕ.** В представленной работе данные дистанционного зондирования используются для выявления закономерностей пространственной организации растительного покрова в зависимости от климатических параметров и рельефа территории. Район исследования расположен в центральной части Обь-Иртышского междуречья и охватывает несколько природных зон: южную часть лесной, лесостепную и северную часть степной. В работе использовались различные методы исследования: плотностной анализ, кластерный анализ, неуправляемая классификация ISODATA. С использованием плотностного анализа территория была разделена на участки с разными гидрологическими условиями – по степени «заозеренности». Кластерный анализ биоклиматических данных позволил выделить наиболее значимые климатические параметры, по которым в дальнейшем была проведена неуправляемая классификация ISODATA для определения границ климатических зон и подзон. Внутри каждой зоны и подзоны были выбраны ключевые полигоны с разной гидрологической ситуацией, для которых затем проводилось дешифрирование космических снимков среднего пространственного разрешения для выделения растительных сообществ. Использование данного подхода позволяет перейти к прогнозному моделированию динамики экосистем, связанных с глобальными климатическими изменениями.

**Abstract.** In the present work the data of remote sensing are used to identify patterns of spatial organization of vegetation to climatic parameters and topography. The study area is located in the Central part of Ob-Irtysh interfluvium and covers several natural zones: the southern part of the forest, forest-steppe and Northern steppe. The author used different research methods: density analysis, cluster analysis, ISODATA unsupervised classification. Using density analysis the area was divided into sites with different hydrological conditions – in the degree of lake density. Cluster analysis of bioclimatic data showed the most important climatic parameters, which were further conducted by ISODATA unsupervised classification to determine the boundaries of climatic zones and subzones. Within each zone and subzone was selected a key polygons with different hydrological situation, which then was carried out the interpretation of space images of medium spatial resolution for the allocation of plant communities. The use of this approach allows you to switch to predictive modelling of the ecosystems dynamics related to global climate change.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** мониторинг, аридизация, цифровые модели рельефа, дистанционное зондирование, генерализация, мультиспектральные космоснимки, озера, районирование

**Keywords:** monitoring, aridity, digital elevation models, remote sensing, generalization, multispectral space images, lakes, zoning

## **ВВЕДЕНИЕ**

Процессы опустынивания, преимущественно связанные с аридизацией климата, проявляются в изменении растительного покрова аридных и субаридных территорий. При этом степень изменений растительности конкретных ландшафтов зависит как от динамики климатических параметров, так и от особенностей рельефа. С последним во многом связана степень гидроморфизма почвенно-растительных комплексов и устойчивость экосистем. Особенностью исследуемой территории является наличие большого количества озер (от мелких до крупных). Поскольку питание озер в значительной степени контролируется атмосферным увлажнением, они могут быть использованы в качестве надежного индикатора динамики климатического увлажнения [1]. Недостаточная увлажненность центральной и южной части территории обуславливает сильное влияние динамики климатических изменений на растительность. В представленной работе данные дистанционного зондирования используются для выявления закономерностей пространственной организации растительного покрова в зависимости от климатических параметров и рельефа территории. Работа ориентирована на создание методико-технологической основы для прогнозного моделирования динамики экосистем, связанных с глобальными климатическими изменениями.

## **МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ**

Район исследования расположен в центральной части Обь-Иртышского междуречья и охватывает несколько природных зон: южную часть лесной, лесостепную и северную часть степной. Для оценки степени гидроморфизма территории была проведена оцифровка водных объектов по топографическим картам масштаба 1:200 000. На основе полученного векторного покрытия была построена плотностная сетка удельной площади озер [2]. Ее анализ позволил разбить территорию на регионы с разными условиями увлажненности: повышенной заозеренности, влажные, средней степени увлажненности и сухие (рис.1А).

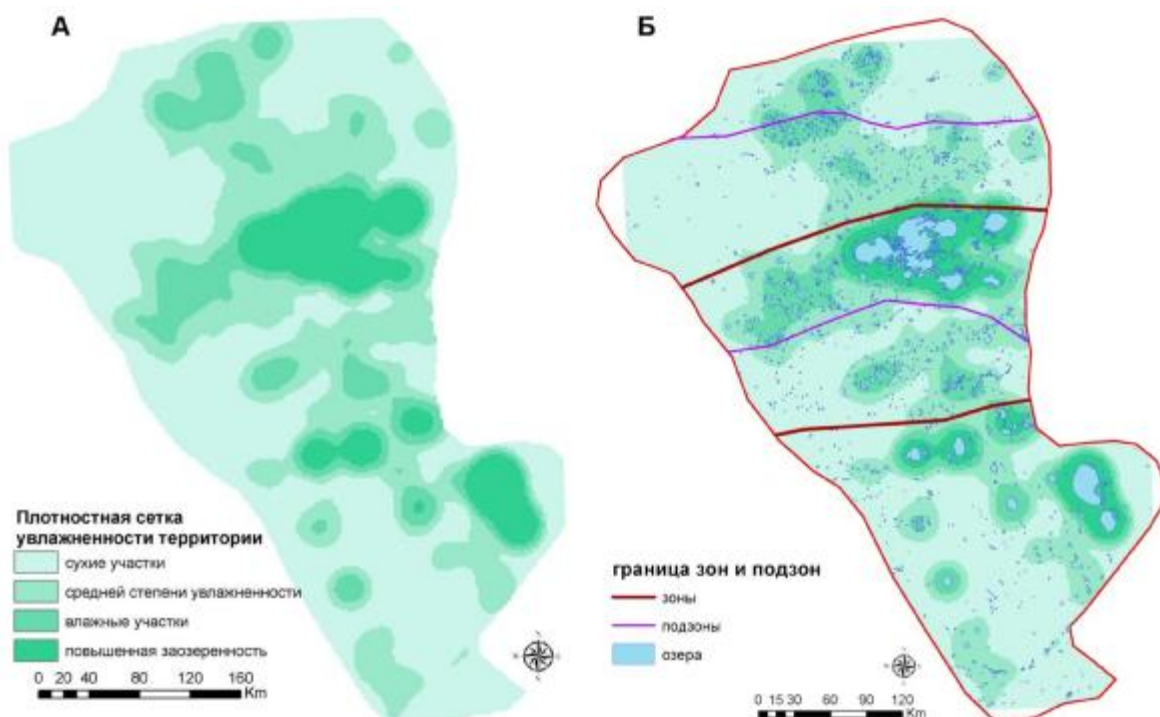
Для исследования климатических особенностей территории был проведен анализ 19 биоклиматических параметров с пространственным разрешением 5 минут (примерно 9,3 км x 9,3 км) по данным всемирной базы данных [www.worldclim.org](http://www.worldclim.org) за период 1950-2000 гг. [3]. На начальном этапе была построена корреляционная матрица параметров для определения значимых корреляций. Для наглядного отображения использовалось дерево кластерного анализа. По сгруппированным климатическим параметрам была проведена неуправляемая классификация ISODATA. Комплексирование результата классификации биоклиматических параметров, карт растительности и схемы увлажненности территории позволило определить границы климатических зон и подзон (рис.1Б). Внутри каждой зоны и подзоны были выбраны ключевые полигоны площадью 78.5 кв. км., представляющие влажные, сухие и средние по увлажнению участки (рис.2).

Далее на основании дешифрирования снимков Landsat весеннего и осеннего периода съемки выделялись следующие объекты: сосновые леса, мелколиственные леса, болота и заболоченные леса, водные объекты, травяные сообщества (луга и степи), солончаки, пашни и антропогенные



образования (рис. 3).

Для каждого полигона было рассчитано площадное соотношение типов объектов. Были проанализированы связи между биоклиматическими параметрами и относительной площадью типов сообществ, что позволило выявить закономерности пространственного распределения растительности в зависимости от степени увлажнения и характеристик рельефа.



**Рисунок 1.** А – плотностная схема увлажнения территории; Б – совмещение климатических зон, подзон, вектора озер и плотностной сетки водных объектов



**Рисунок 2.** Ключевые участки.

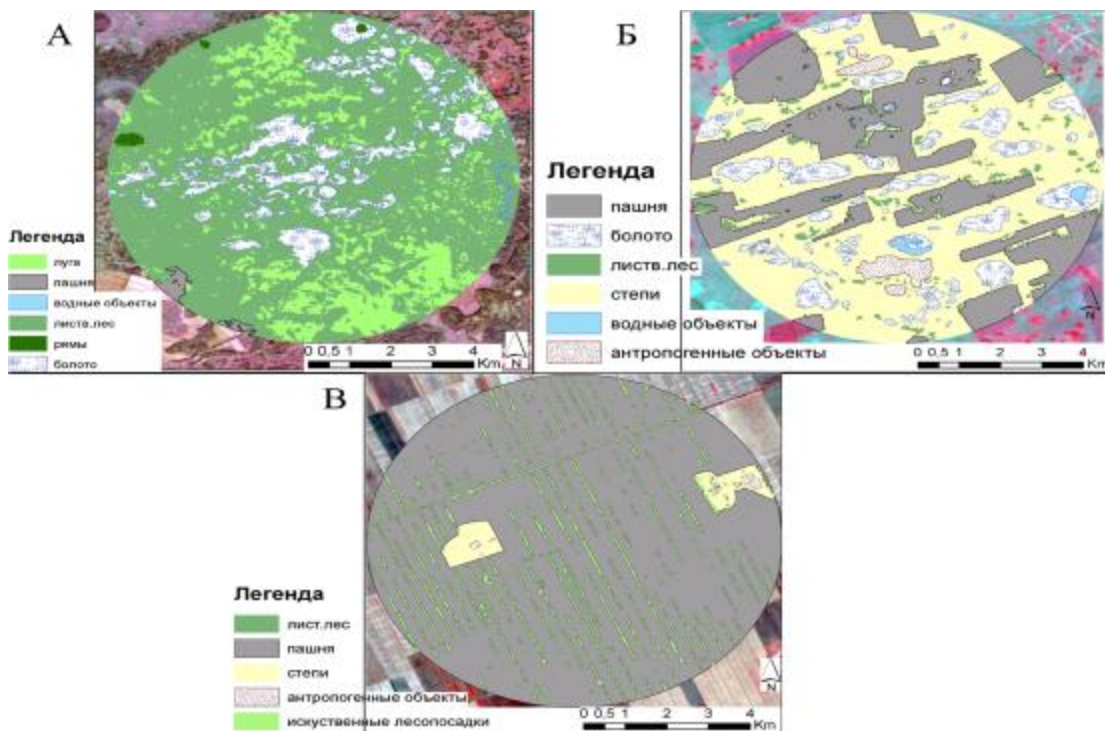
## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Пространственная структура растительности Обь-Иртышского междуречья имеет сложный характер, определяющийся как широтной зональностью, так и сочетанием типов ландшафтов, различающихся по геоморфологическим характеристикам и гидрологическим показателям.
2. Структура растительного покрова изменяется в зависимости от положения в климатической подзоне и степени гидроморфизма ландшафтов. Это отражается в площадном соотношении



различных типов растительных сообществ и в их положении в рельефе.

3. Необходимым этапом для построения климатогенных моделей динамики экосистем, является их типизация и картирование. Степень гидроморфизма является одним из ключевых параметров, определяющая структуру и динамику растительного покрова. Она может эффективно использоваться для выделения территорий, представляющих различные типы сукцессионных систем растительности, характеризующихся сходными динамическими процессами.
4. Использование данного подхода позволяет подойти к прогнозному моделированию динамики экосистем, связанных с глобальными климатическими изменениями.



**Рисунок 3.** Пример дешифрирования космического снимка Landsat с верификацией по снимку QuickBird: А – северного участка; Б — центрального участка; В – южного участка.

Работа выполнена с использованием программных продуктов Statistica 10, ArcGIS 10.2 и ENVI 5.2. Анализ биоклиматических данных, построение плотностных схем увлажненности территории, дешифрирование космических снимков выполнены согласно проекту НИР № 0330-2015-0001. Выявление закономерностей пространственного распределения растительности от степени увлажнения и характеристик рельефа, а также верификация результатов дешифрирования космических снимков проводилось при финансовой поддержке РФФИ (проект 16-05-00908).

## ЛИТЕРАТУРА

[1] Zolnikov I.D., Glushkova N.V., Smolentseva E.N., Chupina D.A., Pchel'nikov D.V., Lyamina V.A. GIS and Remote Sensing Data-Based Methods for Monitoring Water and Soil Objects in the Steppe Biome of Western Siberia // Novel Methods for Monitoring and Managing Land and Water Resources in Siberia, series Springer Water, Springer, 2016, P. 253-269.

[2] Глушкова Н.В., Чупина Д.А., Королюк А.Ю., Зольников И.Д. Использование ГИС и ДЗ для оценки степени уязвимости территории юга Западной Сибири к процессам аридизации / Тезисы четырнадцатой Всероссийской открытой ежегодной конференции «Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса». Москва, ИКИ РАН, 14-18 ноября 2016г., С.359. Электронный ресурс.

[http://smiswww.iki.rssi.ru/d33\\_conf/thesisshow.aspx?page=133&thesis=5618](http://smiswww.iki.rssi.ru/d33_conf/thesisshow.aspx?page=133&thesis=5618)

[3] Hijmans, R.J., S.E. Cameron, J.L. Parra, P.G. Jones and A. Jarvis, 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land area. International Journal of Climatology 25: 1965-1978.

## Chapter II/37: LANDSCAPE-GEOCHEMICAL PRINCIPLES OF MAPPING OF SOIL DEGRADATION AND POLLUTION (THE EXAMPLE OF THE BASIN OF LAKE BAIKAL)

### Глава II/37: Ландшафтно-геохимические принципы картографирования деградации и загрязнения почв (на примере бассейна озера Байкал)

Irina A. Belozertseva\*<sup>1,2</sup>; Andrey A. Sorokovoy<sup>1</sup>; Dangaa Enkhtaivan<sup>3</sup>

DOI 10.25680/1657.2018.43.28.134

\*Email: [belozia@mail.ru](mailto:belozia@mail.ru)

1.V.B. Sochava Institute of Geography SB RAS, Ulan-Batorskaya str. 1, 664033 Irkutsk, Russia

2.Irkutsk state university, 664033, Irkutsk, st. Sukhe-Bator, 5, Russia

3.Institute of geography and geoecology of an academy of sciences of Mongolia, Irkutsk str., Ulaanbaator - 210620, Mongolia

**ABSTRACT.** On the basis of long-term researches on the territory of Russia and Mongolia mapping degradation and pollution of soils in the basin of lake Baikal is carried out. The background basis of the map is the classification of the soil cover into landscape-geochemical units according to the conditions of the soil's self-purification capacity, controlled by the processes of migration and accumulation of chemical elements. Against the background of the degree of the potential hazard of soil contamination estimated according to natural factors, the main sources of pollution are shown. The map shows the areas of soil contamination with exceedance of maximum permissible concentrations (MPC) of pollutants, their total emissions, industrial sources, and their contribution to the air pollution. Conventional signs mark the lands of mining industry. In the legend of the map the diagnostic features of farmlands degradation are presented.

**Резюме.** На основе многолетних исследований на территории России и Монголии проведено картографирование деградации и загрязнения почв бассейна озера Байкал. Фоновую основу данной карты составляют ландшафтно-геохимические области - дифференциация почвенного покрова по условиям его самоочищающей способности, регулируемой процессами миграции и аккумуляции химических элементов. На фоне установленной по природным факторам степени потенциальной опасности загрязнения почвенного покрова показаны основные источники загрязнения. На карте показаны зоны загрязнения почв с превышением ПДК поллютантов, их валовые выбросы, промышленные источники и их вклад в загрязнение атмосферы. Условными знаками отмечены земли горнодобывающей промышленности. В легенде карты приведены диагностические признаки деградации сельскохозяйственных земель.

**KEYWORDS:** soil, pollution, mapping, lake Baikal

**Ключевые слова:** почвы, загрязнение, картографирование, озеро Байкал

#### INTRODUCTION

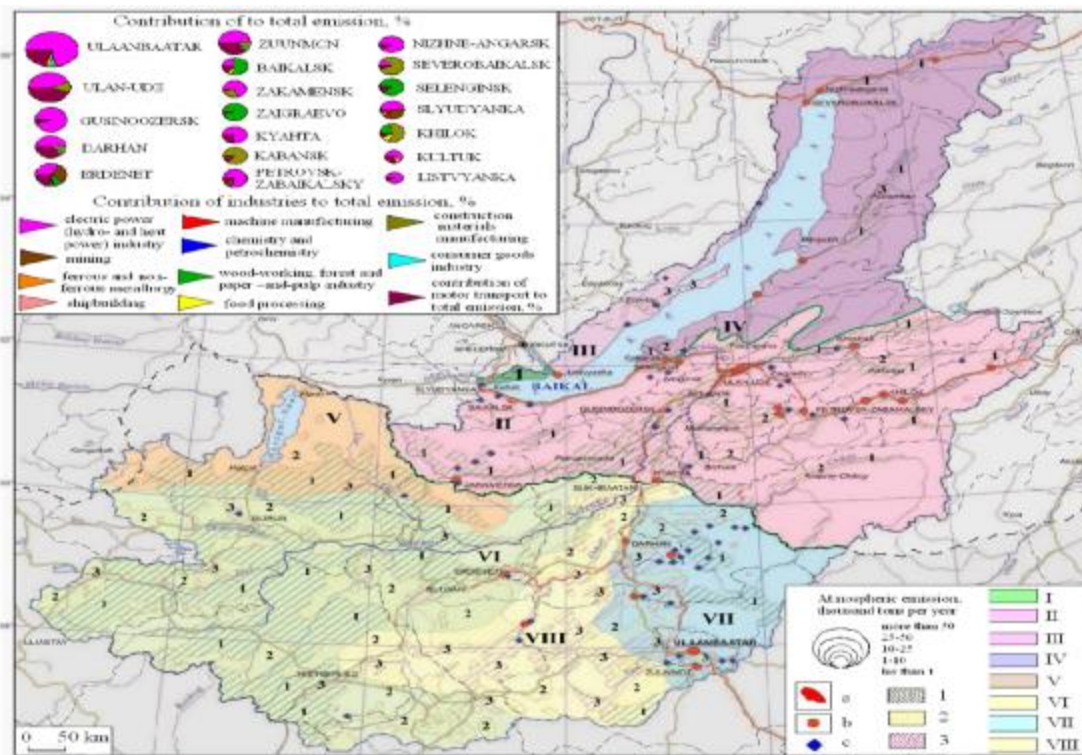
The uniqueness of the study territory is determined by the existence of Baikal, the world's deepest and cleanest lake, a UNESCO World Heritage Site. Materials of the Natural Resources Committee of Irkutsk oblast, Buryatia Republican Center and Chita Territorial Administration for Hydrometeorology and Environmental Monitoring, Ministry of Natural Resources of Russia, and Ministry of Nature and Environment of Mongolia were used when assessing the technogenic load on the soil cover, its mechanical degradation and chemical contamination. Authors' soil and monitoring investigations and various published data of the Irkutsk Scientific Center's institutions and other research organizations and universities and colleges of Russia and Mongolia also served as the basis for the map content.

#### METHODICAL ASPECTS AND RESULTS OF A RESEARCH

On the basis of long-term researches in territory of Russia and Mongolia mapping degradation and pollution of soils in territory of pool of lake Baikal is carried out (Figure). The background basis of the map is the differentiation of the soil cover according to the conditions of its self-purification capacity, controlled by the processes of migration and accumulation of chemical elements [1, 2, 3]. In this regard, the largest territory units are landscape-geochemical areas (Table 1). They are distinguished based on the boundaries of the major lithologic-geomorphological structures and bioclimatic conditions.

More fractional territory subdivisions are landscape-geochemical provinces, singled out based on a complex of factors of potential contamination of soils and their degradation in the process of different types of

nature management. Among these factors is the zonal and altitude-belt specificity of bioclimatic conditions, determined by hydrothermal parameters of the territory. The possibility of involving elements-pollutants of the environment into the biological cycle and the food chain of living organisms depends on them. The rate of development of biochemical processes of pollutants transformation in the soil medium and neutralization of their toxic action also depends on the amount and ratio of heat and moisture. Another equally important factor of self-purification of the soil cover is a water migration of material. Criteria for determining the differentiation of the territory according to the intensity of material migration (IMM) are topography and true altitude (TA) of the area.



The degree of excess over the maximum permissible concentration (MPC) of toxic substances in soil:  
**a** - Urban areas, **b** - Settlements - 1-10 MPC; **c** - Lands damaged by the mining industry (quarries, terricones, dumps, etc.); **1-3, I-VIII** look in Table 1 and 2

**Figure** – Degradation and pollution of soils of the basin of Lake Baikal.

**Table 1** - Natural differentiation of the territory and potential threat of pollution to the soil

| Natural region | Natural province  | Soils   | Geochemical classes   | Intensity of material migration  | Potential threat of technogenic and chemical pollution |
|----------------|---|---|---|----------------------------------|--|
| South Siberian | <b>I</b> - East Sayan mountain taiga  | Soddy-podzolic soils, illuvial ferrous podzol, podzolized brown soil, coarse humus, incl. mold humus  | Transitional from acidic to calcium coupled with acid [H-Ca] with [H]   | Contrast (from moderate to high) | From moderate to weak                                  |
|                | <b>II</b> - Khamar Daban-South Baikal mid-mountain taiga, forest-steppe, and mountain-depression and steppe | Brown soils, soddy brown soils, coarse humus brown soils, podzol, cryogenic soils, lithogenic soils, carbon lithogenic mold humus, gray metamorphic black soils, black soil-like, quasi-gley black soils, chestnut soils, light humus, alluvial soils with patchy solonetz and salt marshes | Acidic, transitional from acidic to calcium, ferrous oxide, calcium, patchy solonetz and salt marsh [H, H-Ca, O-Fe], [Ca], and [Ca-Na-Cl, SO] | Contrast (from weak to high)     | From strong to weak                                    |

Таблица 1. Продолжение

|                   |   |  |  |                              |                 |
|-------------------|---|--|--|------------------------------|-----------------|
| Baikal-Dzhugdzhur | <b>III-</b> Baikal mid-mountain, piedmont, low-mountain mid-taiga                                 | Peat-brown soils, brown soils (incl. podzolized brown soils), coarse humus brown soils, soddy brown, soddy-podzolic and chestnut soils   | Calcium and transitional from acidic to calcium [Ca, H-Ca]   | Medium                       | Medium          |
|                   | <b>IV-</b> Baikal-Dzhugdzhur high-mountain and mid-taiga, depression and valley                   | Typical brown and coarse humus brown soils, soddy brown, podzolic soils, soddy-podzolic (gley) soils, podzolic, coarse humus brown soils, lithogenic soils, petrogenic soils, carbon-lithogenic mold humus soils, gley soils, peat-eutrophic soils, alluvial, chestnut and gray metamorphic soils  | Acidic and ferrous oxide, partially transitional from acidic to calcium [H, O-Fe], [H-Ca]                  | Intensive                    | Very weak       |
| Khangai           | <b>V-</b> Khovsgol high-mountain-depression   | Cryo-lithogenic coarse humus soils, cryo-lithogenic mold and dark humus soils, dark humus lithogenic soils, cryogenic soils, soddy-brown soils, dark humus, patchy mountain dark-chestnut thin rank soils, alluvial, humus-hydro-metamorphic and peat-eutrophic soils  | Calcium and transitional from acidic to calcium [Ca, H-Ca]   | High and medium              | Weak and medium |
|                   | <b>VI-</b> Khentei high-, mid-, and low-mountain, mountain and valley                             | Cryogenic soils, cryo-lithogenic coarse humus soils, soddy-brown soils, dark humus, mountain dark-chestnut thin rank soils, dark humus metamorphic soils, mountain black disperse-carbon thin rank soils with dark-chestnut, alluvial, and patchy peat-eutrophic soils   | Calcium and transitional from acidic to calcium [Ca, H-Ca]   | Medium                       | Medium          |
|                   | <b>VII-</b> Khangai high- and mid-mountain taiga, mountain and valley, sporadically forest-steppe | Cryo-lithogenic mold-dark humus soils, cryo-lithogenic coarse humus soils, dark humus lithogenic soils, cryogenic soils, soddy-brown soils, mountain dark-chestnut thin rank soils, mountain black disperse-carbon thin rank soils, dark-chestnut, chestnut, and chestnut hydro-metamorphic soils, dark humus, black soils, mold hydro-metamorphic soils (incl. saline), humus hydro-metamorphic (incl. saline), peat-eutrophic and alluvial | Acidic and ferrous oxide, partially transitional from acidic to calcium [H, O-Fe], [H-Ca]                  | Intensive                    | Very weak       |
|                   | <b>VIII-</b> Orkhon-Tuul forest-steppe and steppe   | Dark chestnut, mountain dark chestnut thin rank soils, mountain black disperse-carbon thin rank soils, chestnut, dark-chestnut, and chestnut hydro-metamorphic soils, dark humus hydro-metamorphic (incl. saline), mold hydro-metamorphic soils (incl. saline), peat-eutrophic, alluvial, windblown sand, patchy solonetz and salt marshes   | Calcium and transitional from acidic to calcium, patchy solonetz and salt marsh [Ca, H-Ca], [Ca-Na-Cl, SO] | Contrast (from weak to high) | Very weak       |

Table 2 - Degree of degradation of agricultural soils

| № | Diagnostic symptoms of soils degradation of ploughlands  | Diagnostic symptoms of degradation of pasture soils environment  | Soils erosion of ploughlands and pastures, % of the total area of agricultural lands | Degree of degradation of agricultural soils |
|---|--|--|--|---|
| 1 | All genetic horizons of soils are preserved in the soils profile   | Small soils compaction within the background, reducing the productivity of below-ground biomass to 1,6 times                 | < 10   | Low   |
| 2 | Low-lying genetic horizons of the upper part of the profile (agri-soils, agri-black soils etc.) are preserved under the plough layer | Soil compaction to 1,21 g/cm <sup>3</sup> , a decrease in below-ground biomass to 5 times                                    | 10-25  | Moderate                                    |
| 3 | Deeply transformed soils. There are transformed genetic horizons or rock (agri-soil) in their profile under the plough level         | Soil compaction to 1,46 g/cm <sup>3</sup> , the destruction of the sod horizon, below-ground biomass decrease up to 22 times | > 25   | High  |

Geochemical classes, denoted by the indices of typomorphic elements, contain the integral characteristics of the soil medium, which is depositing with respect to the pollutants. The classes reflect alkaline-acid and redox conditions of the environment peculiar to different landscapes: the main factors of functioning of the migration-accumulation mechanism in soils and formation of various geochemical barriers, where elements-pollutants may deposit. Based on these main criteria for evaluating the self-purification capacity of soils taking into account the location of currently functioning sources of industrial emissions into the environment within the territory, an assessment of the hazard level of its technogenic-chemical pollution was made. Against the background of the degree of the potential hazard of soil contamination estimated according to the natural factors, the main sources of pollution are shown. They are industrial and boiler facilities of the towns of Slyudyanka, Baikalsk, Severobaikalsk, Nizhneangarsk, Listvyanka, the city of Ulan-Ude, Gusinozersk, Petrovsk-Zabaikalsk, Kyakhta, Ulaanbaatar, Darkhan, Erdenet, Zuunmod, etc. Virtually all industrial complexes are located in the conditions with insufficient self-purification of the environment, and those ones, emissions of which are heading toward the Baikal depression, represent a factor of environmental risk for it. The map shows the areas of soil contamination with the exceedance of pollutants MPC, their total emissions, industrial sources, and their contribution to the air pollution. The pollution halos, 1-10 times exceeding the MPC values in the sum of the priority toxic elements (hazard class I-III), are contoured with linear map sign. Emission rates into the atmosphere are presented in a pie chart for the sources with emissions of more than 1 thousand tons per year. The proportion (%) of different industries in the gross emissions is marked in the diagram. Halos with the emission sources of less than 1 thousand tons per year cover a small area, and in the given scale they are marked with conventional signs. Significant contribution to the mechanical degradation and contamination of the soil cover in the Lake Baikal basin, rich with various mineral resources, is made by their industrial development. Conventional signs mark the lands of mining industry (quarries, terricones, dumps, etc.).

Under the conditions of a complex geomorphological structure of the territory, non uniform particle-size distribution, and often thin profile of soils, degradation processes are dominated by linear and sheet erosion [4]. Based on the intensity of development of water-erosion and deflation processes and, therefore, on the soil profile of different disturbance, as well as according to the results of evaluating the areal development of all types of erosion processes, three degrees of land degradation are shown on the map in shading: slight, moderate, and severe. They were determined by the share of the main categories of eroded soils as a percentage of the agricultural lands area. Twenty-four percent, up to 42%, 47%, and more than 60% of developed lands are eroded in varying degrees in the Baikal region, in the territory of the Republic of Buryatia, in the Olkhon district, and in some areas of Mongolia, respectively. As a result of a special analysis and assessment of the agricultural grounds condition, three categories of the degree of their degradation are distinguished in the map, namely: low, moderate, and high. In the legend of the map the diagnostic features of pasture degradation are presented (Table 2).

## CONCLUSIONS

1. On the basis of long-term researches on the territory of Russia and Mongolia mapping degradation and pollution of soils in the basin of lake Baikal was carried out.
2. The background basis of the map is the classification of the soil cover into landscape-geochemical units according to the conditions of the soil's self-purification capacity.

## REFERENCES

- [1]Dorzhgotov D. and Batkhishig O. 2009. Soils. Soil-geographical zoning of Mongolia, in National Atlas of Mongolia, Ulaanbaatar, 2009, pp. 120-122.
- [2]Belozertseva I.A., Nechaeva E.G. and Sorokovoy A.A. 2009. The map "Degradation and contamination of the soil cover", in Electronic Atlas "Natural Resources, Economy and Population of the Baikal Region". Series of maps. Irkutsk: V.B. Sochava Institute of Geography SB RAS Publisher, Scale 1:5000000, 2009. <https://elibrary.ru/item.asp?id=25970923>
- [3]Belozertseva I.A., Ubugunov L.L., Badmayev N.B., Ubugunov V.L., Dorzhgotov D., Batkhishig O., Ubugunova V.I., Gyninova A.B., Balsanova L.D., Gonchikov B.N., Tsybikdorzhiev Ts.D.Ts., Sorokovoy A.A. 2015. Map "Soils of the basin of Lake Baikal". Scale 1: 2500 000. - Irkutsk: V.B. Sochava Institute of Geografy of the Siberian Branch of the Russian Academy of Science, 2015. <https://elibrary.ru/item.asp?id=24268326>
- [4]Khismatullin Sh.D. 1991. Erosion on agricultural lands of Irkutsk oblast, in Geografia i prirodnye resursy (Geography and Natural Resources), 1991, No. 4, pp. 49-61.



## ГЛАВА II/38: ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ТЕХНОГЕННО НАРУШЕННЫХ ПОЧВ В АГРОЛАНДШАФТЕ

### Chapter II/38: Evaluation of the Status of Technogenically Disturbed Soils in the Agrolandscape

Вера И. Титова

DOI 10.25680/8627.2018.16.49.135

Эл. Почта: [titovavi@yandex.ru](mailto:titovavi@yandex.ru)

Нижегородская государственная сельскохозяйственная академия, Факультет почвоведения, агрохимии и агроэкологии, проспект Гагарина, д. 97, 603107 Нижний Новгород, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Предложена система оценки степени проявления и изменения свойств почв земель сельскохозяйственного назначения, деградированных по технологическому типу. В качестве индикаторов оценочной деятельности рекомендовано использовать агрохимические показатели, традиционные при оценке плодородия почв, а также морфогенетическую характеристику почвенного профиля, физические и биологические свойства корнеобитаемого слоя почвы. К рекомендуемым показателям предложены обоснованные критерии оценки. Система оценки прошла множественную апробацию при характеристике состояния техногенно нарушенных агроландшафтов отдельных регионов России и может применяться в почвенно-климатических зонах сопредельных стран.

**ABSTRACT.** We propose an assessment system for the degree of alterations of soils in agricultural lands caused by technogenical degradation. The agrochemical indexes which are traditionally used while making soil fertility assessment as well as morphogenetic characteristic of soil profile, physical and biological properties of root layer are recommended to use as indicators of the assessment procedure. Well-founded assessment criteria are suggested to the recommended indexes. The assessment system passed a multiple approbation while making characteristic of the technogenetics damaged soils state in cultivated land of some regions of Russia and may be used in edaphic-climatic zones of neighboring countries.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** агроландшафт; техногенная деградация; оценка воздействия; фитоценоз; агрохимические, физические и микробиологические свойства почв; почвенный профиль; мезо- и микрофауна

**Keywords:** cultivated land, influence assessment, meso – and microfauna, physical and biological soil properties, phytocenosis, soil profile, techogenetics degradation

#### ВВЕДЕНИЕ

Известно, что вовлечение сельскохозяйственных земель в территории строительных и ремонтных работ на линейных и точечных сооружениях сопровождается временным выведением площадей из культурного оборота и их перевода в состояние залежи, загрязнением почв и даже коренным преобразованием почвенного профиля в виде механического нарушения его сложения, несвойственного естественно-антропогенному генезису зональных пахотных почв. При этом пребывание земель как в состоянии залежи, так и в состоянии полного техногенного преобразования требует в дальнейшем больших затрат на восстановление и повышение их плодородного статуса до минимального уровня, приближенного к потенциалу естественных почвенных разностей данной почвенно-климатической зоны. Возникает необходимость оценки уровня антропогенного пресса на почвенный покров, его фактического состояния, что необходимо для обоснования приемов возвращения техногенно нарушенных агроландшафтов в активное сельскохозяйственное использование.

#### ЦЕЛЬ РАБОТЫ

Цель исследований – разработка системы оценки состояния техногенно трансформированных почв, базирующейся на использовании минимального набора показателей, определяемых при мониторинге земель сельхозназначения и находящихся в открытом доступе, с включением в систему оценки показателей, отражающих специфику и глубину воздействия.

#### ПРИНЦИП И ПРОЦЕДУРА



Изучению влияния техногенного воздействия на агроландшафт посвящены работы многих ученых-исследователей [1-5]. В зависимости от силы воздействия следствием использования техники могут быть нарушения почвы и фитоценоза, их полное уничтожение или изменения в характеристике свойств корнеобитаемого слоя почвы или даже всего почвенного профиля. При этом глубина воздействия будет определяться спецификой техногенного вмешательства. По [6], если воздействие техники ограничивается только передвижением ее по поверхности почвы и (или) обработкой почвы на глубину корнеобитаемого (пахотного) слоя, то такое воздействие можно трактовать как умеренное и/или минимальное; если же действие технических средств распространяется на весь почвенный профиль, то его следует трактовать как сильное и очень сильное. В первом случае негативными проявлениями техногенного воздействия будут нарушения растительного покрова и изменения агрохимических, физических и микробиологических характеристик корнеобитаемого (гумусированного, пахотного) слоя почвы. Во втором случае оно неизбежно и негативно скажется не только на пахотном слое почвы, фитоценозе нарушенной территории, но и на характеристиках всего почвенного профиля: возможны нарушения в чередовании почвенных горизонтов, случаи снижения мощности пахотного слоя и его захоронения на глубину разработки траншеи, снижения видового разнообразия биоценоза почвенно-биотического комплекса и др. Принципиальным при разработке системы оценки является поиск таких показателей, которые будут описывать ситуацию адекватно, в соответствии с уровнем техногенного воздействия, а также наличие и/или разработка критериев к таким показателям.

## РЕЗУЛЬТАТЫ

Анализ публикаций и авторские работы позволили предложить индикаторные показатели для оценки состояния техногенно трансформированных почв земель сельскохозяйственного назначения, оформленные в систему, алгоритм которой показан на рисунке.

Первым этапом в оценке степени воздействия является визуальный осмотр ландшафта, описание состояния фитоценотической составляющей экосистемы и возможностей ее восстановления. Флористическая структура нарушенного фитоценоза техногенно трансформированного агроландшафта представлена обычно малым числом трав, видовая насыщенность крайне низка (число видов 11-13 таксономических единиц). На фоне малого видового разнообразия и общего низкого числа трав проективное покрытие растительностью составляет на таких почвах 10-20%. Во флористической структуре фитоценоза практически нет бобового компонента, разнотравье занимает до 80%, злаки – около 20% [7, 8].

На втором этапе оценивается состояние верхнего (пахотного, корнеобитаемого) слоя почвы. При этом обязательным является его оценка по основным агрохимическим показателям, контролируемым при государственном мониторинге состояния земель сельхозназначения – содержание органического вещества (гумуса), подвижных соединений фосфора и калия, рН солевой вытяжки. Тем более, что критерии для трактовки полученных количественных данных официально зафиксированы в нормативно-законодательных актах Российской Федерации. Высокоинформативными показателями на этом этапе являются также показатели физического состояния почв – объемная масса (плотность), плотность сложения и общая пористость (скважность) [3], а также оценка присутствия и активности микробиоты в нарушенном слое почвы, что учитывается по активизации биологических процессов через определение целлюлозолитической и уреазной активности, продуцирования углекислого газа [8-12] и пр. Важным на этом этапе оценки состояния деградированных почв является также контроль их на присутствие загрязняющих веществ и элементов [13].

Сильное и очень сильное воздействие на почву может быть установлено на третьем этапе, при оценке состояния почвенного профиля. Основанием для проведения таких исследований является расширение зоны воздействия и нарушение естественного сложения почв. При этом, даже если принятая технология строительных работ обеспечивает сохранность пахотного слоя, возможно привнесение в него бедных гумусом и элементами питания растений нижележащих слоев. Это может происходить из-за некоторой естественной вариабельности глубины плодородного слоя, которую сложно учесть при осуществлении работ, а также из-за небольших поступлений минеральных грунтов с рабочими органами машин и механизмов и т. д.

В добавление к прямому угнетению культурного фитоценоза, происходят изменения и в составе зооценоза, формирующегося на нарушенной почве. Фаунистический комплекс механически нарушенного ландшафта имеет ряд особенностей, нехарактерных для естественных ценозов. Так, по данным [13] общее число педобионтов из группы мезофауны в техногенно измененном экотопе

невелико – в среднем за сезон  $\approx 10,2$  ед./м<sup>2</sup>. Основная масса беспозвоночных представлена напочвенными обитателями – насекомых из отр. Жесткокрылых  $\approx 96\%$ . Видовое разнообразие педобионтов невысоко, число видов всех организмов из мезофаунистического комплекса не превышает 8 таксономических единиц. В трофической структуре педобионтов доминируют фитофаги (74,5%). Наблюдается полная элиминация сапрофагов, которые являются биологическим индикатором почвенного плодородия.



Микрофаунистический комплекс беспозвоночных в изменившихся условиях среды также специфичен [14] – отмечено полное отсутствие орибатид, а осваивать территорию начинают коллемболы, являясь наиболее экологически пластичными представителями мелких микроскопических животных. Однако их число невелико, сосредоточены они в слое 0-5 см, а дальнейшее расселение ногохвосток по профилю практически невозможно из-за изменившихся в результате нарушения физико-химических и гидротермических свойств почвы.

В целом можно констатировать, что плотность, объемная масса и общий объем пор при механическом нарушении почвенного профиля достигают критических для пахотных почв значений при значительном варьировании показателей и увеличении пестроты почвы. Процесс ухудшения физического состояния почвы обусловлен как непосредственным воздействием тяжелой техники в ходе осуществления работ, так и привнесением материала нижележащих почвенных горизонтов в верхние слои почвы. Нарушенные почвы характеризуются неярко выраженным снижением содержания подвижных соединений фосфора и калия, некоторым увеличением кислотности и резким снижением содержания гумуса, что значительно ухудшает агрономическое состояние почвы и резко снижает ее хозяйственную ценность. Нарушения же в трофической структуре педобионтов негативно сказываются на видовом разнообразии биоценоза, что вызывает экологическую напряженность во всей агроэкосистеме.

## ВЫВОДЫ ПО ИСПОЛЬЗОВАНИЮ СИСТЕМЫ ОЦЕНКИ

Предлагаемый алгоритм оценки уровня техногенного воздействия на почву апробирован на основных зональных типах почв России в условиях нарушения на линейных и точечных сооруже-

ях. Установлено, что естественное восстановление агроландшафта начинается с сорно-рудеральной растительности, т.к. представители данной категории, являясь эврибионтными организмами, обладают значительной экологической пластичностью, высокой жизнеспособностью, быстро адаптируются к сложным эдафическим условиям среды, с легкостью занимают свободную территорию [15], начиная с пограничного ненарушенного участка [16]. Прогрессивное восстановление растительного и почвенного покрова требует разработки технологии рекультивации техногенно трансформированных почв, основанной на выявленных особенностях нарушения почвенных свойств [17].

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Система оценки состояния техногенно трансформированных почв базируется на использовании минимального набора показателей, определяемых при мониторинге земель сельхозназначения, находящихся в открытом доступе
2. Включение в предлагаемую систему оценки дополнительных показателей позволяет использовать ее при разных уровнях и специфике воздействия в разных почвенно-климатических условиях
3. Система прошла многократную проверку на почвах, нарушенных вследствие прокладки и эксплуатации магистральных трубопроводов, автострад и линий электропередач.

## ЛИТЕРАТУРА

- [1] Добровольский, Г.В., Никитин Е.Д. Сохранение почв как незаменимого компонента биосферы: Функционально-экологический подход / М.: МАИК «Наука» Интерпериодика», 2000. – 185 с.
- [2] Антропогенные почвы. Генезис, география, рекультивация / под ред. Г.В. Добровольского. Смоленск: Ойкумена, 2003. – 268 с.
- [3] Ветчинников, А.А. Эколого-агрохимическое обоснование технологии рекультивации сельскохозяйственных земель, нарушенных при производстве работ на линейных сооружениях : автореф. дис...канд. с.-х. наук : 06.01.04 / Ветчинников Александр Александрович. – Саранск, 2010. – 20 с.
- [4] Ковалев, Н.Г. Методы оценки степени деградации сельскохозяйственных земель / Н.Г. Ковалев [и др.]. – Коломна: ФГБНУ ВНИИ «Радуга», 2015. – 32 с.
- [5] Титова, В.И., Дабахова Е.В., Ветчинников А.А., Шахов С.С., Сеньчева Е.В. Assessment of technogenic impact on soils of agricultural lands and proposals for their recultivation / Экологический вестник Северного Кавказа. – 2016. – №1. – С. 22-26.
- [6] Титова, В.И. К вопросу оценки влияния строительства и ремонта магистральных трубопроводов на почву / Материалы Всеросс. научно-практ. конф. 2-3 июля 2015 г., Ижевск /ФГБОУ ВПО Ижевская ГСХА; ФГБНУ Удмуртский НИИСХ. – Ижевск: ООО «Союз оригинал», 2015. – С. 222-230.
- [7] Вершинина, И.В. Экологическая оценка изменений почвенно-биотического комплекса и компонентов трофической структуры биоценоза нарушенной светло-серой лесной почвы: автореф.дис....канд.биол.наук: 03.02.08, 06.01.04 / Вершинина Ирина Валерьевна. – М., 2013. – 26 с.
- [8] Титова, В.И., Вершинина И.В. Направленность сукцессионных процессов фитоценоза нарушенных почв как критерий оценки способности натурбиогеоценоза к самовосстановлению / Достижения науки и техники АПК. – 2014. – № 4. – С. 21-24.
- [9] Даденко, Е. В. Методические аспекты применения показателей ферментативной активности в биодиагностике и биомониторинге почв : Дисс. ... канд. биол. наук : 03.00.16 : Ростов н/Д . – 2004. – 190 с.
- [10] Soil properties and productivity as affected by topsoil movement within an eroded landform / J.A. Schumacher, S.K. Papiernik, T.E. Schumacher, D.A. Lobb, M.J. Lindstrom, M.L. Lieser, A. Eynard // Soil & Tillage Research. – 2009. – № 102. – P. 67-77.
- [11] Титова, В.И., Шахов С.С. Изменение целлюлолитической активности дерново-подзолистой супесчаной, светло-серой лесной легкосуглинистой и черноземной оподзоленной среднесуглинистой почв при их механическом нарушении / Пермский аграрный вестник. – 2015. – № 3 (11). – С. 32-38.
- [12] Титова, В.И., Шахов С.С. Изменение уреазной активности разных типов почв при их механическом нарушении / Экологический вестник Северного Кавказа. – 2015. – Том 11. –№ 3. – С. 4-9.
- [13] Дабахов М.В., Дабахова Е.В., Титова В.И. Экологическая оценка почв урбанизированных ландшафтов / Н. Новгород: НИУ РАНХиГС, 2014. – 300 с.

- [14]Зенкова, И.В., Калмыкова В.В., Лисковая А.А. Пионерная фауна нефелин-содержащих пород / Почвоведение. – 2009. – № 8. – С. 962-969.
- [15]Сибирина, Л.А., Полохин О.В., Жабыкин Е.В. Начальные этапы формирования растительного покрова на техногенных экотопах Приморского края / Известия Самарского научного центра Российской академии наук. – 2012. – Т. 14. – № 1 (6). – С. 1539-1542.
- [16]Лиханова, И.А., Хабибуллина Ф.М., Кураков А.В. Характеристика растительности и почв, рекультивируемых песчаных пустышей Усинского нефтяного месторождения (Коми) / Почвоведение. – 2008. – № 9. – С. 1101-1012.
- [17]Титова В.И., Дабахова Е.В., Ветчинников А.А. Основные элементы базовой технологии биологической рекультивации техногенно нарушенных почв / Матер. X Международн. Симпозиума «Совершенствование методологии агрохимического обеспечения современного земледелия» / под ред. акад. РАН В.Г. Сычева. – М.: ВНИИА, 2017. – С. 192-200.

## Основная глава 6.2 Загрязнение почв Main Chapter 6.2 Soil Contamination

### Chapter II/39: ASSESSMENT OF CONTAMINANTS IN AGRICULTURAL SOILS IN THE CZECH REPUBLIC

#### Глава II/39: Оценка загрязнителей в почвах сельскохозяйственных угодий в Чешской Республике

Šárka Poláková\*<sup>1</sup>, Milan Sáňka<sup>2</sup>, Radim Vácha<sup>3</sup>

DOI 10.25680/7849.2018.50.65.136

\* Email: [sarka.polakova@ukzuz.cz](mailto:sarka.polakova@ukzuz.cz)

1. Central Institute for Supervising and Testing in Agriculture (UKZUZ), Hroznová 2, 656 06 Brno, Czech Republic

2. Masaryk University, Research Centre for Toxic Compounds in the Environment (RECETOX), Kamenice 753/5, 625 00 Brno, Czech Republic

3. Research Institute for Soil and Water Conservation (VUMOP), Žabovřeská 250, 156 27 Praha 5 – Zbraslav, Czech Republic

**ABSTRACT.** The first steps towards soil protection were taken in 1994 when limit values for potentially toxic elements and substances in agricultural soils in the Czech Republic were introduced. The values concerned 2M HNO<sub>3</sub> and Aqua Regia extraction methods. Weaknesses of this system have been quickly revealed and the revision has begun. The new system of soil assessment is applied in a multi-level approach; currently, there are two valid categories –precautionary values that are established on the basis of background concentrations of elements and substances in soil and trigger values which, when exceeded, may compromise human, animal and plant health. The purpose of establishing precautionary values is to prevent further increase in concentrations of unwanted elements and substances in soil, the purpose of establishing trigger values is to ensure safety throughout the food chain and health protection.

**Резюме.** Первые шаги по охране почв были предприняты в 1994 г., когда были введены предельно допустимые концентрации для потенциально токсичных элементов и веществ в почвах сельскохозяйственных угодий Чешской Республики. Использовались методы извлечения 2M HNO<sub>3</sub> и царской водкой. Были быстро выявлены слабые стороны этой системы, и начался пересмотр. Новая система оценки почвы применяется в рамках многоуровневого подхода; в настоящее время действуют две категории: предупредительные ПДК, которые устанавливаются на основе фоновых концентраций элементов и веществ в почве, и триггерные ПДК, превышение которых может создавать угрозу для здоровья человека, животных и растений. Предупредительные ПДК устанавливаются с целью предотвращения дальнейшего увеличения концентрации нежелательных элементов и веществ в почве, триггерные ПДК — с целью обеспечения безопасности на протяжении пищевой цепи и охраны здоровья.

**KEYWORDS:** agricultural soil, a system of assessment of contaminants, precautionary values, trigger values, mobility of elements, soil-plant transfer

**Ключевые слова:** Сельскохозяйственная почва, система оценки загрязняющих веществ, меры предосторожности, триггерные значения, подвижность элементов, перенос почвы и растений

## INTRODUCTION

The first sharp increase of interest in the environment, including soil, occurred in the Czech Republic (CR) in the early 1990s, allowing to introduce maximum concentration limits for element and substance concentrations in agricultural soils. These limits were set on the basis of initial proposal drawn by The Research Institute for Soil and Water Conservation [1] for two methods for element determination - 2M $\text{HNO}_3$  and Aqua Regia and they were calculated through statistical approach and with regard to foreign law. The limit values related to composite samples of mineral soils collected at 0.25 m depth.

Furthermore, limit values for selected organic compounds were adopted; however, both vaguely defined parameters and limit values as such made the interpretation of exceeding the limits difficult. It appeared clear that a revision of the existing system was required.

## SYSTEM OF PRECAUTIONARY AND TRIGGER VALUES

Since the mid-1990s, namely, prof. RNDr. Jan Němeček, DrSc and Ing. Eliška Podlešáková, CSc. have dealt with the problem of mobility of elements in soil and their transfer to crops using the methods mentioned in Table 1 to determine individual fractions according to element mobility. Their research aimed to reveal mutual relations between element concentrations and other soil properties (soil type, pH, clay); finally, they created the regression equation showing dependence of the mobility of potentially toxic elements on the total concentration and other parameters and determined the relationship between concentrations in soil and in plants, e.g. [7], [8], [9], [10].

**Table 1.** Methods of determination of mobile forms and fractions

|                                  |   |                         |
|----------------------------------|---|-------------------------|
| Mobile fraction                  | 1M $\text{NH}_4\text{NO}_3$ , ev. 0,01M $\text{CaCl}_2$ | e.g. [2], [3], [4], [5] |
| Potentially mobilizable fraction | 0,025M $\text{Na}_2\text{EDTA}$ , ev. DTPA              |                         |
| Sequence analysis                |   | [6]                     |

Experimental work of this sort was one of the developmental pillars necessary to make a proposal of innovative assessment of potentially toxic elements and persistent organic pollutants in soil which had already been prepared in 2002 [11]. The proposal was based upon the increasingly dominant approach to multi-level limit values most often reported as A, B, and C, where A usually expresses background values, B expresses the level of identified risk (e.g. transfer of contaminants to plants) and C expresses the level of remediation (sanitation) limit values.

Constant support of a multi-level assessment of concentration levels of elements and substances in soil resulted in the adoption of a new decree in 2016 [12], [13].

The first level of concentration of elements and substances is defined as precautionary values (Table 2 and 3) that are derived on the base of background levels of potentially toxic elements and substances in agricultural soils in the CR (natural levels of elements in soil-forming substrates plus the average level of diffuse anthropogenic load - wet and dry deposition; only the average level of diffuse anthropogenic load in POP).

Such levels do not present any risk for human or animal health or damage to plant growth; however, if they are exceeded, disruption to soil processes cannot be excluded. To determine these limits, results from long-term monitoring of elements and substances levels in soil conducted by UKZUZ - Basal Soil Monitoring and Register of Contaminated Sites [14], [15], [16] were used, inter alia.

The second level of concentration of elements and substances is referred to as trigger values. These values take into consideration the transfer of potentially toxic elements from soil to crops (Tables 4 and 5). The interpretation is based on comparison of two types of extracts and in case of elements whose mobility is highly dependent on pH (Cd, Ni, Cu) classification according to soil pH is added. If trigger values are exceeded, tests on specific crops grown on the relevant plot are required.

In addition, trigger values for direct risks to human and animal health from contact with polluted soil at affected sites (Table 6) have been included. They refer to selected persistent organic pollutants and major elements potentially toxic to animals (As, Cd, Pb, Hg). When these limits are exceeded, it is necessary to

perform risk analysis on sites affected or to carry out follow-up measures (grassing of soil, removing from Agricultural Land Fund).

The limit values apply to composite topsoil samples, the sampling is carried out in accordance with the methods described in the decree.

**Table 2.** Precautionary values of potentially toxic elements in agricultural soil obtained after Aqua Regia extraction (mg/kg DM)

| Soil category                       | As | Be  | Cd  | Co | Cr | Cu | Hg <sup>3</sup> | Mn   | Ni | Pb | V   | Zn  |
|-------------------------------------|----|-----|-----|----|----|----|-----------------|------|----|----|-----|-----|
| Standard texture soils <sup>1</sup> | 20 | 2.0 | 0.5 | 30 | 90 | 60 | 0.3             | 1200 | 50 | 60 | 130 | 120 |
| Light texture soils <sup>2</sup>    | 15 | 1.5 | 0.4 | 20 | 55 | 45 | 0.3             | 1000 | 45 | 55 | 120 | 105 |

<sup>1</sup> Soils except light texture soils

<sup>2</sup> Sandy soils, loamy-sandy soils, gravel-sandy soils

<sup>3</sup> Total content by AMA technique

**Table 3.** Precautionary values of potentially toxic substances in agricultural soil (mg/kg DM)

| Substance                  | Precautionary value |
|----------------------------|---------------------|
| Σ PAH <sup>1</sup>         | 1.0                 |
| Σ PCB <sup>2</sup>         | 0.02                |
| Σ DDT <sup>3</sup>         | 0.075               |
| HCB <sup>4</sup>           | 0.02                |
| HCH (Σ a+b+g) <sup>4</sup> | 0.01                |
| PCDD/F <sup>4</sup>        | 5.0 <sup>5</sup>    |
| C10-C40 <sup>4</sup>       | 100                 |

<sup>1</sup> Σ PAH – anthracene, benzo(a)anthracene, benzo(b)fluoranthene, benzo(k)fluoranthene, benzo(a)pyrene, benzo(ghi)perylene, phenanthrene, fluoranthene, chrysene, indeno(1,2,3-cd)pyrene, naphthalene, pyrene

<sup>2</sup> Σ congeners of PCB – 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180

<sup>3</sup> Σ DDT, DDE, DDD (o,p'-, p,p'- isomers)

<sup>4</sup> HCB, HCH, PCDD/F a C10-C40 analysis is performed only on the reasonable grounds to suspect their occurrence (e.g. previous soil contamination resulting from production)

<sup>5</sup> International Toxic Equivalents I-TEQ PCDD/F (ng/kg DM)

**Table 4.** Trigger values above which safety of human food and animal feed may be compromised (mg/kg DM)

| Element           | Soil category    | pH/CaCl <sub>2</sub> | Trigger value |  |
|-------------------|------------------|----------------------|---------------|--|
|                   |                  |                      | Aqua Regia    | 1mol/L NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> |
| As                | -                | -                    | 40.0          | 1.0                                    |
| Cd                | Standard texture | ≤ 6.5                | 1.5           | -                                      |
|                   |                  | > 6.5                | 2.0           | 0.1                                    |
|                   | Light texture    | > 6.5                | 2.0           | 0.04                                   |
| Ni                | -                | ≤ 6.5                | 150           | -                                      |
|                   |                  | > 6.5                | 200           | -                                      |
|                   | -                | -                    | -             | 1.0                                    |
| Pb                | -                | -                    | 300           | 1.5                                    |
| Hg <sub>tot</sub> | -                | -                    | 1.5           | -                                      |

## PROTECTION OF SOIL AGAINST RISING CONCENTRATIONS OF POTENTIALLY TOXIC ELEMENTS AND SUBSTANCES

Regarding the fact that precautionary values should prevent further increase in concentrations of elements and substances in soil, they have received legal recognition also in other instruments; namely, they have become an integral part of the Decree on the conditions of application of the adapted sludge on agricultural land [17] and Decree on the application of sediment on agricultural land [18].

The previously mentioned matrixes – sludge and sediment, may serve as sources of organic matter and available nutrients, on the other hand they may contain large quantities of potentially toxic elements and



substances. Limit values for elements and substances for sludge or sediment application on land correspond to precautionary values.

**Table 5.** Trigger values above which a compromise of plant growth and production function may be suspected (mg/kg DM)

| Element | pH/CaCl <sub>2</sub> | Trigger value |  |
|---------|----------------------|---------------|--|
|         |                      | Aqua regia    | 1mol/L NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> |
| Cu      | <5                   | 150           | -                                      |
|         | 5 – 6.5              | 200           | -                                      |
|         | > 6.5                | 300           | -                                      |
|         | -                    | -             | 1.0                                    |
| Ni      | ≤ 6.5                | 150           | -                                      |
|         | > 6.5                | 200           | -                                      |
|         | -                    | -             | 1.0                                    |
| Zn      | -                    | 400           | -                                      |
|         | -                    | -             | 20                                     |

**Table 6.** Trigger values of potentially toxic elements and substances above which human and animal health may be compromised (mg/kg DM)

| Element/Substance   | Trigger value      |
|---------------------|--------------------|
| As                  | 40                 |
| Cd                  | 20                 |
| Hg <sub>tot</sub>   | 20                 |
| Pb                  | 400                |
| Benzo(a)pyrene      | 0.5                |
| Σ PAH <sup>1</sup>  | 30                 |
| Σ PCB <sup>2</sup>  | 1.5                |
| Σ DDT <sup>3</sup>  | 8.0                |
| HCB                 | 1.0                |
| HCH (Σ a+b+g)       | 1.0                |
| PCDD/F <sup>4</sup> | 100.0 <sup>4</sup> |

<sup>1</sup> Σ PAH – anthracene, benzo(a)anthracene, benzo(b)fluoranthene, benzo(k)fluoranthene, benzo(a)pyrene, benzo(ghi)perylene, phenanthrene, fluoranthene, chrysene, indeno(1,2,3-cd)pyrene, naphthalene, pyrene

<sup>2</sup> Σ congeners of PCB – 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180

<sup>3</sup> Σ DDT, DDE, DDD (o,p'-, p,p'- isomers)

<sup>4</sup> International Toxic Equivalents I-TEQ PCDD/F (ng/kg DM)

## CONCLUSIONS

1. Currently, a two-level system for assessment of contaminants in agricultural soil is applied in the Czech Republic.
2. Rising levels of elements and substances in soils through applied sludge and sediment are regulated by the decrees [17] a [18].
3. In selected elements regression equations of dependence of their mobility on total concentration levels and other parameters and relationships between concentration levels of elements in soil and plants have been defined.

## REFERENCES

- [1] Podlešáková, E., Němeček, J. Zatížení půd nívních oblastí rizikovými prvky a persistentními xenobiotickými organickými látkami. Vědecké práce VÚMOP, 1992, 8, 87-95.
- [2] Styperek, P., Sauerbeck. 1985. Eignung von chemischen Extraktionsverfahren zur Abschätzung des pflanzenverfügbaren Cd und Zn in verschiedenen Böden und Substraten. – Landwirtschaftliche Forschung. Sonderheft 41: 471-486.
- [3] Brümmer, G., W., Gerth, J., Herms, U. 1986. Heavy metal species, mobility and availability in soils. Z. Pfl. – Ernähr. Bodenschutz, 149: 382-398.

- [4]Houba, V.J.G., Novozamsky, L., Lexmond, Th.M. 1990. Applicability of 0,01 M CaCl<sub>2</sub> as a single extraction solution for the assessment of the nutrient status of soils and other diagnostic purposes. – Soil Sci. Plant Anal. 21: 2281-2290.
- [5]Prüess, A. 1992. Vorsorgewerte und Prüfwerte für mobile und mobilisierbare, potential ekotoxische Spurenelemente in Boden. Grener V. E. (Ed.) Wendlingen, 146 p.
- [6]Zeien, H., Brümmer, G.W. 1991. Ermittlung der Mobilität und Bindungsformen von Schwermetallen in Böden mittels segmentieller Extraktionen. – Mitt. Dtsch. Bodenk. Gesell. 66 (1): 439-442.
- [7]Němeček, J., Podlešáková, E., Roth, Z. 1999. Possibilities of the prediction of trace elements mobility in soils. – Rostlinná výroba, 45 (8): 345-350.
- [8]Němeček, J., Podlešáková, E., Vácha, R. 2001. Prediction of the transfer of trace elements from soils into plants. – Rostlinná výroba, 47 (10): 425-432.
- [9]Podlešáková, E., Němeček, J. 2001. Impact of soil factors on the transfer of trace elements into plants. – Rostlinná výroba, 47 (3): 104-110.
- [10]Podlešáková, E., Němeček, J., Vácha, R. 2001. Mobility and bioavailability of trace elements in soils. In Iskandar, I.K., Kirkham, M.B. (Eds.) Trace Elements in Soil: Bioavailability, Flux, and Transfer. Boca Raton, London, NY, Washington, DC, USA: CRC Press LLC., pp. 21-42. ISBN 1-56670-507-X.
- [11]Sáňka, M., Němeček, J., Podlešáková, E., Vácha, R., Beneš, S. 2002. Vypracování kritických hodnot obsahů rizikových prvků a organických látek v půdě a jejich příjem rostlinami z hlediska ochrany kvality a kvantity zemědělské produkce. MŽP, 60 s.
- [12]Vyhláška č. 153/2016 Sb., o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy a o změně vyhlášky č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu
- [13]Vácha, R., Sáňka, M., Hauptman, I., Zimová, M., Čechmánková, J. 2014. Assessment of limit values of risk elements and persistent organic pollutants in soil for Czech legislation. – Plant, Soil and Environment, 60(5): 191-197.
- [14]Bezpečnost půdy. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský (ÚKZÚZ) Web site. <http://eagri.cz/public/web/ukzuz/portal/hnojiva-a-puda/bezpecnost-pudy/> (accessed Jun 23, 2017)
- [15]Poláková, Š., Kubík, L., Prášková, L., Malý, S., Němec, P., Staňa, J. Monitoring zemědělských půd v České republice, 1992–2013. Monitoring of Agricultural Soils in the Czech Republic, 1992–2013. Central Institute for Supervising and Testing in Agriculture (ÚKZÚZ), Brno, 2017. [http://eagri.cz/public/web/file/520923/Publikace\\_25\\_let\\_Monitoring\\_Zemedelskych\\_pud\\_1992\\_2013.pdf](http://eagri.cz/public/web/file/520923/Publikace_25_let_Monitoring_Zemedelskych_pud_1992_2013.pdf) (accessed Jun 23, 2017)
- [16]Registr kontaminovaných ploch. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský (ÚKZÚZ) Web site. <http://eagri.cz/public/web/ukzuz/portal/hnojiva-a-puda/publikace/bezpecnost-pudy-zpravy/registr-kontaminovanych-ploch/> (accessed Jun 23, 2017)
- [17]Decree No. 437/2016 Coll., on the conditions of application of the adapted sludge on agricultural land
- [18]Decree No. 257/2009 Coll., on the application of sediment on agricultural land

**Глава II/40: РАДИОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ПОЧВ ЗЕМЕЛЬ  
СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННОГО НАЗНАЧЕНИЯ КРАСНОДАРСКОГО КРАЯ  
Chapter II/40: Radiological Monitoring of Agricultural Soils in the Krasnodar Region**

**Павел М. Орлов\*, Михаил И. Лунёв, Виктор Г. Сычёв**

DOI 10.25680/7259.2018.71.19.137

\*Эл.Почта: [info@vniia-pr.ru](mailto:info@vniia-pr.ru)

Всероссийский научно-исследовательский институт агрохимии им. Д.Н. Прянишникова, ул. Прянишникова, 31а, 127550 Москва, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Приведены результаты локального мониторинга в почвах реперных участков Краснодарского края содержания техногенных и естественных радионуклидов (ЕРН) и мощности экспозиционной дозы гамма-излучения (МЭДГ). Среднее содержание  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  составляет 13,5 и 5,1 Бк/кг, соответственно. Для ЕРН  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$  эти величины равны 21, 32 и 450 Бк/кг, соответственно. Среднее значение МЭДГ на сельскохозяйственных угодьях Краснодарского края составляет 12,4 мкР/час. Оно совпадает со средним МЭДГ, характерным для черноземных почв, и близко к среднему значению этого же параметра, характерному для почв России в целом. Дана статистическая оценка характера распределения содержания контролируемых радионуклидов в почве сельскохозяйственных угодий. По результатам мониторинга сделан вывод, что радиационная обстановка на землях сельскохозяйственного назначения Краснодарского края является стабильно-благополучной.

**Abstract.** We present results of local monitoring of the content of technogenic and natural radionuclides (ERN) in soils of the Krasnodar Region and the exposure dose of gamma-radiation (EDG) on reference areas. The average contents of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  are 13,5 and 5,1 Bq/kg, respectively. The contents of  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  and  $^{40}\text{K}$  are 21, 32 and 450 Bq/kg, respectively. The average value of EDG on agricultural land is equal to 12,4 Mr/HR. The average value of EDG in the Krasnodar region coincides with the average EDG typical for Chernozem soils and is close to the average EDG, characteristic of soils of Russia. A statistical evaluation of the distribution of the content of controlled radionuclides in the soil of agricultural land was conducted. Based on the monitoring results, we may conclude that the radiation situation in agricultural lands of the Krasnodar Region is stable and normal.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** почвы, сельскохозяйственные угодья, радиационный мониторинг, техногенные радионуклиды, естественные радионуклиды, мощность экспозиционной дозы гамма-излучения.

**Keywords:** soil, agricultural land, radiation monitoring, technogenic radionuclides, natural radionuclides, exposure dose of gamma-radiation.

### **ВВЕДЕНИЕ**

В сфере сельскохозяйственного производства России Краснодарский край является одним из важнейших регионов. Качество продукции сельского хозяйства, производимой в крае, в первую очередь, зависит от агрохимического состояния почвы и загрязнения ее вредными веществами. В этой связи, мы провели оценку современного уровня загрязнения почв сельскохозяйственных угодий Краснодарского края радионуклидами и мощности экспозиционной дозы гамма-излучения (МЭДГ).

### **МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ**

В работе были использованы результаты локального мониторинга почв сельскохозяйственных угодий на 42 стационарных реперных участках агрохимической службы России, проводимого центром агрохимслужбы «Краснодарский» и станциями агрохимслужбы «Северо-Кубанская» и «Кавказская» [1]. Результаты обработаны методами математической статистики. Все расчеты проведены с уровнем доверия 0,95.

### **РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ**

Данные по фактическому содержанию техногенных ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ) и природных ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$ ) радионуклидов в почвах реперных участков, на которых проводился локальный мониторинг, представлены в табл.1.

**Таблица 1.** Содержание техногенных и естественных радионуклидов в почвах Краснодарского края, черноземах России и почвах России в целом

| Статистические параметры                     | МЭДГ, мкР/час | Содержание, Бк/кг |                  |                   |                   |                 |
|--|---------------|-------------------|------------------|-------------------|-------------------|-----------------|
|  |               | <sup>137</sup> Cs | <sup>90</sup> Sr | <sup>226</sup> Ra | <sup>232</sup> Th | <sup>40</sup> K |
| зона обслуживания центра «Краснодарский»     |               |                   |                  |                   |                   |                 |
| среднее                                      | 12,3          | 10,0              | 4,7              | 30                | 43                | 600             |
| типичный интервал                            | 11-13,6       | 6,7-13,3          | 2,9-6,5          | 25-35             | 38-48             | 500-700         |
| зона обслуживания станции «Северо-Кубанская» |               |                   |                  |                   |                   |                 |
| среднее                                      | 12,3          | 14,4              | 5,8              | -                 | -                 | 470             |
| типичный интервал                            | 12,1-12,5     | 13,9-14,9         | 5,6-6,0          | -                 | -                 | 460-480         |
| зона обслуживания станции «Кавказская»       |               |                   |                  |                   |                   |                 |
| среднее                                      | 12,5          | 13,4              | 5,0              | 18                | 29                | 400             |
| типичный интервал                            | 11,6-13,4     | 8,0-18,8          | 2,6-7,4          | 12-24             | 24-34             | 340-460         |
| почвы Краснодарского края в целом            |               |                   |                  |                   |                   |                 |
| среднее                                      | 12,4          | 13,0              | 5,1              | 21                | 32                | 450             |
| типичный интервал                            | 11,5-13,3     | 8,5-17,5          | 3,1-8,1          | 14-28             | 24-40             | 350-550         |
| черноземы России                             |               |                   |                  |                   |                   |                 |
| среднее                                      | 12,4          | 18,4              | 5,1              | 23                | 31                | 490             |
| типичный интервал                            | 7,9-16,9      | <37,7             | 0,6-9,6          | 12-34             | 21-41             | 360-620         |
| почвы России в целом                         |               |                   |                  |                   |                   |                 |
| среднее                                      | 11,6          | 13,8              | 4,7              | 22                | 28                | 450             |
| типичный интервал                            | 7,8-15,4      | <31               | 0,8-8,6          | 11-33             | 17-39             | 280-640         |

Для сравнительной характеристики радиоактивного загрязнения почв Краснодарского края долгоживущими техногенными радионуклидами и содержания в них естественных радионуклидов в таблице приведены аналогичные параметры, характеризующие загрязнение черноземов России и почв России в целом. Следует отметить, что МЭДГ и уровни содержания радионуклидов в почвах по зонам обслуживания центра и станций агрохимслужбы незначительно различаются между собой. Поэтому целесообразно объединить эти данные в одно множество и рассматривать проблему радиоактивного загрязнения сельскохозяйственных угодий Краснодарского края в целом.

Для сельскохозяйственных угодий Краснодарского края характерно умеренное значение МЭДГ. В среднем оно составляет 12,4 мкР/час. Типичный интервал изменений численных значений МЭДГ равен 11,5 – 13,3 мкР/час. Среднее значение МЭДГ по Краснодарскому краю совпадает с аналогичным параметром, характерным для черноземных почв, и близко к среднему значению МЭДГ, характерному для почв России в целом.

Из данных, представленных в таблице, следует, что среднее содержание <sup>137</sup>Cs в почвах Краснодарского края значительно ниже аналогичного параметра, характерного для черноземных почв России в целом, и близко к среднему значению параметра для всех почв России.

Известно, что в результате Чернобыльской аварии 18 областей Европейской части России подверглись радиоактивным выпадениям. Большинство радиоактивных пятен находится в черноземной зоне. Этим обусловлено повышенное значение среднего содержания <sup>137</sup>Cs в черноземах России в сравнении с прочими почвами. Наличие радиоактивных пятен приводит к значительному увеличению стандартных отклонений. Для черноземных почв (19,3 Бк/кг) и почв России в целом (17,3 Бк/кг) стандартные отклонения больше, чем средние значения. Для почв Краснодарского края стандартное отклонение (4,5 Бк/кг) значительно ниже среднего значения. Соотношение среднего значения и стандартного отклонения в данном случае близко к соотношению этих величин в распределении Гаусса.

Таким образом, из результатов мониторинга сельхозугодий следует, что почвы Краснодарского края не подвергались радиоактивному загрязнению от радиоактивных облаков, образовавшихся в результате Чернобыльской аварии.

Формирование годовой эффективной дозы облучения человека для большинства регионов страны обусловлено естественными радионуклидами. В этой связи в сельскохозяйственном производстве следует особое внимание уделять мониторингу содержания естественных радионуклидов в почве. Концентрация  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$  в почве создает естественный радиационный фон и, в конечном итоге, является важнейшей составляющей в формировании годовой дозы облучения человека. Результаты мониторинга  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$  в почве, представленные в таблице, показывают, что значения соответствующих показателей и их статистических характеристик, рассчитанные для данных по Краснодарскому краю, совпадают или близки к значениям аналогичных показателей для черноземов России и совокупности всех почв России в целом. Полученные результаты также находятся в хорошем соответствии с глобальными данными о содержании ЕРН в почвах нашей планеты [2].

Важной качественной характеристикой множества данных является эксцесс, который указывает на характер распределения отдельных результатов относительно нормального распределения. Для почв Краснодарского края эксцессы множеств МЭДГ, содержания  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{232}\text{Th}$  близки к нулю. Из этого следует, что характер распределения отдельных значений, характеризующих содержание названных радионуклидов в почве, близок к нормальному. Эксцессы множеств  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{40}\text{K}$  принимают положительные значения. Это означает, что конкретные значения содержания  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{40}\text{K}$  в почвах находятся ближе к средним значениям по сравнению с нормальным распределением.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Оценены годовые эквивалентные дозы внешнего облучения человека. По данным локального мониторинга, находясь на открытой местности круглый год, житель Краснодарского края получает дозу внешнего облучения за счет облучения от естественных источников радиации  $0,66 \pm 0,05$  мЗв/год. При этом следует иметь в виду, что облучение населения природными источниками излучения считается повышенным, если суммарная эффективная доза за счет всех основных природных источников излучения превышает 5 мЗв/год [3].
2. Результаты радиационного мониторинга сельскохозяйственных растений указывают на стабильно низкое содержание радионуклидов в сельскохозяйственной продукции, производимой в Краснодарском регионе. Это обусловлено высоким уровнем плодородия черноземов.
3. На основании данные локального мониторинга почв и растительной продукции с реперных участков и проведенных статистических оценок можно сделать вывод о том, что радиационная обстановка в Краснодарском крае является стабильно-благополучной.

## ЛИТЕРАТУРА

- [1] Сычѳв В.Г., Лунѳв М.И., Орлов М.М., Белоус Н.М. Чернобыль: радиационный мониторинг сельскохозяйственных угодий и агрохимические аспекты снижения последствий радиоактивного загрязнения почв. - М.: ВНИИА, 2016. – 183 с.
- [2] Источники и действие ионизирующей радиации. Научный комитет Организации Объединенных Наций по действию атомной радиации. Доклад за 1977 год Генеральной Ассамблеи с приложениями. т.1. ООН, Нью-Йорк, 1978, с. 89.
- [3] 2.6.1. Ионизирующее излучение, радиационная безопасность. «Гигиенические требования по ограничению облучения населения за счет природных источников ионизирующих излучений». Санитарные правила СП 2.6.1 1292 – 2003, дата введения 20 июня 2003 г.

**Глава II/41: СОДЕРЖАНИЕ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВАХ РИСОВЫХ АГРО-  
ЛАНДШАФТОВ И ИХ ОЦЕНКА**  
**Chapter II/41: Content of Heavy Metals and their Evaluation in Soils of Rice Agrolandscapes**

Азимбай Отаров<sup>\*1,2</sup>, Айгуль Устемирова<sup>1</sup>, Молдир Полатова<sup>1</sup>

DOI 10.25680/4309.2018.19.67.138

\*Эл. Почта: [azimbay@bk.ru](mailto:azimbay@bk.ru)

1. Казахский научно-исследовательский институт почвоведения и агрохимии им. У.У. Успанова, пр. аль-Фараби 75в, 050060 Алматы, Казахстан

2. Научно-исследовательский центр экологии и окружающей среды ЦА (Алматы)

**РЕЗЮМЕ.** В статье приведены итоги работ по определению фонового содержания валовых и подвижных форм тяжелых металлов в почвах рисовых агроландшафтов. Установлено, что процесс длительного орошения почв дельтовых равнин в целом приводит к увеличению доли подвижных форм свинца, никеля частично кадмия, а доли подвижных форм цинка и меди наоборот снижаются. Установлено, что наиболее экологически опасными в исследованных почвах тяжелыми металлами являются свинец и никель, превышающими ПДК, соответственно в  $2,4 \pm 0,03$  и  $1,6 \pm 0,02$  раза. Близкую к единице КО коэффициент опасности ( $0,8 \pm 0,02$ ) имеет и медь. Изученные почвы обладают достаточно высокими защитными свойствами по отношению к цинку и меди, равные соответственно  $22,1 \pm 1,44$  и  $10,9 \pm 0,72$ . А по отношению к другим изученным металлам почвы данного массива обладают достаточно низкими защитными свойствами не превышающими  $3,6 \pm 0,25$  (Ni).

**Abstract.** The article presents the results of work on determining the background content of gross and mobile forms of heavy metals in soils of rice agrolandscapes. It has been found that the process of prolonged irrigation of the delta plains generally leads to an increase in the proportion of mobile forms of lead, nickel partially cadmium, and the shares of mobile forms of zinc and copper, on the contrary, decrease. It has been established that lead and nickel, which exceed the MPC, are most environmentally hazardous in the investigated soils, respectively, in  $2,4 \pm 0,03$  and  $1,6 \pm 0,02$  times. Copper is also close to the unit of dangerous concentration КО ( $0,8 \pm 0,02$ ). The studied soils have rather high protective properties with respect to zinc and copper, which are  $22,1 \pm 1,44$  and  $10,9 \pm 0,72$ , respectively. And in relation to other studied metals, the soils of this massif have sufficiently low protective properties not exceeding  $3,6 \pm 0,25$  (Ni).

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** рисовые агроландшафты, тяжелые металлы, рисово-болотные почвы, фоновое содержание, предельно допустимое количество (ПДК), коэффициент опасности, оценка загрязненности почв.

**Keywords:** Rice agrolandscape, heavy metals, rice-bog soils, background content, maximum allowable concentration (MAC), hazard ratio, soil contamination assessment.

## ВВЕДЕНИЕ

Рисоводство в Казахстане является одним из ведущих отраслей сельского хозяйства, производством которого в основном занимаются южные области республики. Рис возделывается в основном на засоленных древнедельтовых аллювиальных равнинах Арало-Сырдарьинского и Или-Балхашского бассейна в низовьях крупнейших рек Сырдарья и Или. Эти регионы представляют собой замкнутую внутриматериковую область, не имеющую свободного стока в открытые океанические бассейны, и являются областью конечного геохимического стока химических элементов, занимают геохимически подчиненные гидроморфные ландшафты и вследствие этого склонны к засолению и загрязнению.

Технологический прогресс идет параллельно с интенсивным загрязнением объектов биосферы и является одним из глобальных экологических проблем современности. Нарушение экологического равновесия в природе сказывается в первую очередь, на таких важнейших составляющих экосистемы, как почва и растения. Различные химические вещества, поступая в них в количествах превышающих естественный фон, становятся опасными загрязнителями. Среди загрязнителей почв тяжелые металлы являются наиболее токсичными, накопление которых в окружающей среде представляет большую угрозу для экологического состояния и здоровья людей [1,2]. В последние годы наблюдается тенденция накопления тяжелых металлов в почвах сельскохозяйственных угодий.



дий и оросительных водах и это вызывает необходимость проведения регулярного контроля состояния тяжелых металлов в почвах, сельскохозяйственной продукции, средствах химизации сельского хозяйства и их отрицательного действия на плодородие почв и продуктивность возделываемых растений [3,4].

Результаты наших ранее проведенных исследований показали загрязненность почв орошаемых массивов, оросительных и дренажных вод тяжелыми металлами, снижению защитных возможностей почв по отношению к тяжелым металлам [5]. Если не принять соответствующие меры, все это, наряду со снижением уровня технологической дисциплины, общей культуры земледелия, степени окультуренности почв в недалеком будущем может привести к ухудшению качества получаемой продукции.

Таким образом, можно сказать, что проблемы загрязнения орошаемых почв на сегодняшний день являются актуальным и острым, и его решение является одним из приоритетных задач почвенной и биологической науки, имеющей как фундаментальное, так и прикладное значение.

В этой статье мы путем обобщения массовых аналитических данных представляем содержание приоритетных тяжелых металлов в почвах рисовых агроландшафтов Казахстана.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Для определения статистически достоверного среднего «фонового» содержания тяжелых металлов в почвах рисовых орошаемых массивов были использованы аналитические данные полученные за последние 6-7 лет. Для вычисления статистически достоверного среднего содержания изученных тяжелых металлов в зависимости от их наличия были использованы от 517 до 871 шт. аналитических данных. Далее путем сравнения с предельно допустимыми количествами (ПДК) была проведена оценка загрязненности тяжелыми металлами.

Рисовые орошаемые массивы расположены в основном на территории Кызылординской области и частично на территории Алматинской области.

Под посевы риса в свое время были освоены аллювиально-луговые, лугово-болотные, болотные и такыровидные почвы. В результате длительного использования под рис данные почвы трансформировали по классификации Казахстанских почвоведов [6,7,8] в орошаемые (рисовые) болотные почвы. Изменения почв под культурой риса связаны со специфическими условиями ее возделывания (постоянное затопление, **Рис. 1**).

Обследование почв с целью определения содержания в них тяжелых металлов была проведена в соответствии с требованиями Методических рекомендаций, регламентирующих работу по исследованию почв при общих и локальных загрязнениях [9,10]. Тяжелые металлы были определены атомно-абсорбционным методом на спектрометре АА - 6200 фирмы «Shimadzu» (Япония). Для определения валовых форм тяжелых металлов было использовано кислотное «царская водка» разложение образцов почв, а подвижные формы были извлечены ацетатно-аммонийным буферным раствором с рН 4,8. Статистическая обработка полученных цифровых данных была проведена общепринятыми методами математической статистики, описанными [11,12] с использованием программы пакета анализов «Excel-2013» и «Atte Stat 15.0.2».



**Рис. 1-** Опытные делянки на посевах риса. Шиелыйский массив орошения, Кызылординская область

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

При изучении особенностей содержания и пространственного варьирования свойств почв или же среднего (фонового) содержания тех или иных элементов в определенных типах почв или в их

совокупности для увеличения надежности получаемых данных и выводов по ним большое значение имеет применение методов статистического анализа данных [11]. Среди констант характеризующих распределение тех или иных элементов в почвах особое место занимает среднее арифметическое, характеризующее средний уровень их содержания и, по сути, изучение характеристик, установление истинного значения средней является основной целью большинства работ, поэтому к его оценке уделяется особое внимание. В связи с этим с целью установления среднего «фонового» содержания валовых и подвижных форм тяжелых металлов в почвах сначала все имеющиеся аналитические данные были подвергнуты вариационно-статистической обработке. Из-за ограниченности объема статьи здесь мы не можем привести табличные данные результатов вариационно-статистической обработки данных. Приведем лишь цифровые данные среднего «фонового» содержания валовых и подвижных форм тяжелых металлов в почвах рисовых массивов. Валовые формы (мг/кг) – Zn-63,1±0,72; Cu-24,5±0,32; Pb-32,6±0,44; Cd-1,9±0,04; Ni-30,2±0,62. Подвижные формы (мг/кг) – Zn-2,9±0,06; Cu-2,5±0,05; Pb-14,3±0,16; Cd-0,7±0,01; Ni-6,3±0,10. Далее используя полученные средние фоновые данные, были рассчитаны вклад (доля) каждого металла в общий «металлический» фон почв объекта исследования. Оказалось, что составы подвижных и валовых форм тяжелых металлов в почвах объекта исследования существенно различаются. Среди валовых форм изученных металлов наибольшую долю (41,4%) занимает цинк, за ним следует свинец (21,4%). А никель и медь занимают соответственно 19,8% и 16,1%. На долю кадмия приходится всего лишь 1,2%. А среди подвижных форм изученных металлов наибольшую долю (53,6%) занимает свинец, за ним следует никель (23,6%) и цинк (10,9%). А медь и кадмий занимают соответственно 9,4% и 2,6%. Следовательно, процесс орошения этих почв в целом приводит к увеличению доли подвижных форм свинца, никеля и частично кадмия, а доли подвижных форм цинка и меди наоборот снижается.

При оценке загрязненности почв химическими веществами, в т.ч. и тяжелыми металлами их фактическое содержание сравнивают с предельно допустимым количеством (ПДК), а при их отсутствии, с ориентировочно допустимым количеством (ОДК) и др. регламентирующими величинами. Это дает возможность провести оценку почв исследуемой территории в отношении экологической опасности, провести районирование территории по экологическому состоянию почв.

Исходя из этого, мы провели оценку почв по коэффициенту опасности подвижных форм изученных тяжелых металлов. Как видно из данных таблицы 1 наиболее экологически опасными в исследованных почвах тяжелыми металлами являются свинец и никель, превышающие ПДК, соответственно в 2,4±0,03 и 1,6±0,02раза. Близкую к единице КО (0,8±0,02) имеет и медь.

Функционирование современного агрономического ландшафта можно рассматривать как его взаимодействие с огромным комплексом антропогенных факторов, число которых трудно учесть. Некоторые из антропогенных факторов по силе отрицательного воздействия на природу сравнимы с факторами, обусловленными деятельностью промышленности. К ним можно отнести применение минеральных удобрений, химических средств мелиорации, гербицидов, пестицидов и др. средств химизации сельского хозяйства. Независимо от путей поступления тяжелых металлов почвенный покров выступает в роли экологического барьера, препятствующего их включению в биологический круговорот.

**Таблица 1** – Вариационно-статистические показатели коэффициента опасности подвижных форм тяжелых металлов в почвах рисовых массивов

| Металлы | Статистические показатели |           |                   |                    |                   |                         |      |
|---------|---------------------------|-----------|-------------------|--------------------|-------------------|-------------------------|------|
|         | n                         | M±m       | Пределы колебания | t-критерий         |                   | ± t <sub>0,05</sub> * m | V,%  |
|         |                           |           |                   | t <sub>факт.</sub> | t <sub>0,05</sub> |                         |      |
| Zn      | 733                       | 0,1±0,003 | 0,001÷0,5         | 50,3               | 2,0               | 0,005                   | 53,9 |
| Cu      | 896                       | 0,8±0,02  | 0,07÷4,2          | 52,3               | 2,0               | 0,031                   | 57,3 |
| Pb      | 791                       | 2,4±0,03  | 0,2÷4,1           | 90,6               | 2,0               | 0,052                   | 31,0 |
| Cd      | 659                       | 0,4±0,01  | 0,05÷0,9          | 53,7               | 2,0               | 0,014                   | 47,8 |
| Ni      | 871                       | 1,6±0,02  | 0,03÷4,0          | 64,9               | 2,0               | 0,048                   | 45,4 |

К сожалению, до сих пор бытует мнение, особенно среди работников сельского хозяйства, о том, что защитные возможности почвы настолько велики, что нет оснований для беспокойства. Действительно негативное действие тяжелых металлов может не проявляться в течение длительного

времени в силу высокой буферности почв, но на самом деле при достижении тяжелыми металлами определенных критических концентраций они уже не могут быть нейтрализованы самоочищающей способностью почвы, т. е. любая почва обладает защитными свойствами (буферностью) по отношению к загрязнителям. Кроме того, до сих пор у нас в стране не создана система достоверной, доступной и понятной населению информации о загрязненности конкретных участков сельскохозяйственных угодий теми или иными техногенными веществами, а также об опасности выращивания продовольственной продукции на загрязненных почвах. Руководители всевозможных форм землепользования не имеют картограмм загрязненности почв, а проводимые малочисленные исследования носят локальный характер. В связи с вышеизложенным, изучение защитных возможностей почв по отношению к тяжелым металлам является одним из актуальных вопросов экологии почв имеющей как теоретическое, так и прикладное значение.

Очевидно, что величина отрицательного влияния на компоненты естественных и агрономических ландшафтов, наносимого повышенной концентрацией тяжелых металлов, в большей степени будет зависеть от свойств почвы. Причем решающее значение имеют те свойства почвы, от которых зависит подвижность тяжелых металлов и, как следствие, их доступность растениям и миграционная способность. Чем выше способность почв переводить тяжелые металлы в малодоступные для корней и слабомигрирующие соединения, тем сильнее она ограничивает движение избыточных количеств тяжелых металлов по тропической цепи и в сопредельные среды.

Защитные функции почв оценили по величине отношения содержания валовых форм к подвижным. Чем выше отношение валового содержания тяжелых металлов к их подвижным формам, тем выше величина защитной функций почвы, т.е. тем выше способность почв переводить тяжелые металлы в слабомигрирующие в почвах и малодоступные для корней растений соединения. В этих условиях она сильнее ограничивает движение избыточных количеств тяжелых металлов по тропической цепи и в сопредельные среды.

**Таблица 2** - Вариационно-статистические показатели защитных возможностей почв современной дельты реки Или по отношению к тяжелым металлам.

| Металлы | Статистические показатели |           |                    |                   |                         |       |
|---------|---------------------------|-----------|--------------------|-------------------|-------------------------|-------|
|         | n                         | M±m       | t-критерий         |                   | ± t <sub>0,05</sub> * m | V,%   |
|         |                           |           | t <sub>факт.</sub> | t <sub>0,05</sub> |                         |       |
| Zn      | 105                       | 22,1±1,44 | 15                 | 1,98              | 2,9                     | 66,7  |
| Cu      | 105                       | 10,9±0,72 | 15                 | 1,98              | 1,4                     | 67,4  |
| Pb      | 105                       | 1,8±0,11  | 16                 | 1,98              | 0,2                     | 62,3  |
| Cd      | 105                       | 2,7±0,27  | 10                 | 1,98              | 0,5                     | 103,1 |
| Ni      | 105                       | 3,6±0,25  | 14                 | 1,98              | 0,5                     | 71,3  |

В связи с этим для оценки защитных возможностей почв орошаемых рисовых массивов по отношению к тяжелым металлам, используя накопленные аналитические данные (на примере Акдалинского рисового массива), были рассчитаны вариационно-статистические показатели защитных возможностей почв по отношению к тяжелым металлам (таблица 2). Оценка полученных средне-статистических величин защитных свойств почв по отношению к изученным тяжелым металлам показала, что почвы Акдалинского массива рисосеяния обладают достаточно высокими защитными свойствами по отношению к цинку и меди, равные соответственно 22,1±1,44 и 10,9±0,72.

А по отношению к другим изученным металлам почвы данного массива обладают достаточно низкими защитными свойствами не превышающими 3,6±0,25 (Ni). Изученные металлы по величине защитных свойств почв по отношению к ним можно расположить в следующий убывающий ряд: Zn > Cu > Ni > Cd > Pb;

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Определены фоновые содержания валовых и подвижных форм тяжелых металлов в почвах рисовых агроландшафтов. Установлено, что процесс длительного орошения почв дельтовых равнин в целом приводит к увеличению доли подвижных форм свинца, никеля и частично кадмия, а доли подвижных форм цинка и меди наоборот снижается.

2. Установлено, что наиболее экологически опасными в исследованных почвах тяжелыми металлами являются свинец и никель, превышающие ПДК, соответственно в  $2,4 \pm 0,03$  и  $1,6 \pm 0,02$  раза. Близкую к единице КО ( $0,8 \pm 0,02$ ) имеет и медь.
3. Изученные почвы обладают достаточно высокими защитными свойствами по отношению к цинку и меди, равные соответственно  $22,1 \pm 1,44$  и  $10,9 \pm 0,72$ . А по отношению другим изученным металлам почвы данного массива обладают достаточно низкими защитными свойствами не превышающими  $3,6 \pm 0,25$  (Ni). Изученные металлы по величине защитных свойств почв по отношению к ним можно расположить в следующий убывающий ряд:  $Zn > Cu > Ni > Cd > Pb$ ;

## ЛИТЕРАТУРА

- [1] Ковальский В.В. Геохимическая среда, микроэлементы, реакция организмов. Труды биогеохимической лаборатории. Т.22, Москва, изд-во «Наука». 1991. с. 5-23.
- [2] М.М. Мамышов. Сельскохозяйственная экология. Алматы, Агроуниверситет. 1997. С. 94-111.
- [3] Отаров А., Ибраева М.А. Эколого-мелиоративные проблемы рисовых массивов Казахстана. Проблемы генезиса, плодородия, мелиорации, экологии почв, оценка земельных ресурсов. Общество «Тетис», Алматы, 2002, с. 176-182.
- [4] Otarov A. Heavy metals in paddy soils of Kazakhstan- Доклады III международной научно-практической конференции «Тяжелые металлы радионуклиды и элементы биофиллы в окружающей среде», Т.1 2004. С. 208-210
- [5] Otarov, A. Concentration of Heavy Metals in Irrigated Soils in Southern Kazakhstan / L. Mueller et al. (eds.), Novel Measurement and Assessment Tools for Monitoring and Management of Land and Water Resources in Agricultural Landscapes of Central Asia, Environmental Science and Engineering, DOI: 10.1007/978-3-319-01017-5\_41, Springer International Publishing Switzerland 2014. P. 641-652
- [6] Боровский В.М. Древняя дельта Сырдарьи и северные Кызылкумы. Алма-Ата, 1958, -Т.1. - 514 с.
- [7] Якупова Н.Я., Каражанов К.Д., Киевская Р.Х. и др. Почвы Казалинского массива и перспективы их использования. - Алма-Ата, «Наука» Каз ССР, 1973. – 171 с.
- [8] Волков А.И. Систематическое описание почв. / Почвы Казахской ССР. Выпуск 14. Кызыл-Ординская область. – Алма-Ата. Изд-во «Наука» Казахской ССР. 1983. С. 46-50.
- [9] Методические рекомендации по проведению полевых и лабораторных исследований почв и растений при контроле загрязнения окружающей среды металлами. - Москва, Изд-во «Гидрометеоиздат», 1981, 107 с.
- [10] Методические указания по определению тяжёлых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства. - Москва, Госагропром СССР, 1989, 62 с.
- [11] Дмитриев Е.А. Математическая статистика в почвоведении. – Москва, Изд-во МГУ, 1995. – 320 с.
- [12] Савич В.И. Применение вариационной статистики в почвоведении. Учебно-методическое пособие. – Москва, Изд-во ТСХА, 1972. – 103 с.

## Глава II/42: ВАЛОВЫЕ ФОРМЫ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВАХ АГРОЛАНДШАФТОВ ПОВОЛЖЬЯ

Chapter II/42: Total Contents of Heavy Metals in Soils of Agrolandscapes in the Volga Region  
Виктор В. Пронько\*<sup>1</sup>, Дмитрий Ю. Журавлев<sup>2</sup>, Вера С. Ескова<sup>2</sup>, Татьяна М. Ярошенко<sup>2</sup>,  
Надежда Ф. Климова<sup>2</sup>

DOI 10.25680/8894.2018.19.62.139

\*Эл. Почта: [victor-pronko@mail.ru](mailto:victor-pronko@mail.ru)

1. Научно производственное объединение «Сила жизни», ул. Большая Садовая, 239, Саратов, Россия

2. Научно-исследовательский институт сельского хозяйства Юго-Востока, ул. Тулайкова, 7, Саратов, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Вопрос о масштабах и темпах накопления тяжелых металлов до настоящего времени носит дискуссионный характер. Одной из причин этого является слабая изученность затронутой темы. Известно, что на содержание тяжелых металлов влияют такие факторы, как содержание в почве органического вещества, ее гранулометрический состав и реакция почвенного раствора. С 2007 г. На почвах степного Поволжья проводится мониторинг содержания тяжелых металлов в целинных и обрабатываемых элементах агроландшафта. Установлено, что различия в количествах тяжелых металлов между черноземами и каштановыми почвами отсутствуют. Не отмечено существенных различий в содержании тяжелых металлов между целинными и распаханymi элементами агроландшафтов у всех изученных подтипов почв Поволжья. Во всех образцах почвы тяжелых металлов было намного ниже предельно допустимых концентраций, установленных санитарными нормами.

**Abstract.** The question of the scale and rate of accumulation of heavy metals is still under discussion. One of the reasons of this is an insufficient knowledge of the raised topic. It is known that the content of organic matter in the soil, its granulometric composition and the reaction of the soil solution influence on the content of heavy metals in the soil.

The content of heavy metals in virgin and arable lands of the steppe part of the Volga region has been monitored since 2007. It was found that there is no difference in heavy metal content in black soils and in chestnut soils. There is no significant difference in content of heavy metals of all subtypes of the Volga region soils in virgin lands and arable elements of the agrolandscape. In all soil samples, heavy metals were much lower than the maximum allowable concentrations established by sanitary standards.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** Агроландшафт, Поволжье, черноземы, каштановые почвы, тяжелые металлы, целина, пашня.

**Keywords:** Agrolandscape, Volga region, black soils, chestnut soils, heavy metals, virgin land, arable land.

### ВВЕДЕНИЕ

Проблемы накопления тяжелых металлов в агроценозах последние 20-25 лет привлекают пристальное внимание не только почвоведов и агрохимиков. Имеется огромное количество публикаций в изданиях, не имеющих какого либо отношения к науке, где утверждается о катастрофических масштабах накопления тяжелых металлов в почвах, растениях и, соответственно, в урожае сельскохозяйственных культур. В научных публикациях показано, что действительно на современном этапе развития земледелия в отдельных регионах отмечалось поступление в почву тяжелых металлов. Источниками их служат отдельные виды фосфорных и калийных удобрений [1], отходы промышленных предприятий, работа автотранспорта и сельскохозяйственной техники. Установлено также, что тяжелые металлы накапливаются в верхних, наиболее плодородных слоях почв.

Почвенный покров не только геохимически аккумулирует компоненты загрязнений, но и выступает как природный буфер, существенно снижающий токсичное действие тяжелых металлов и регулирующий поступление химических элементов в растение и, как следствие, в организм животных и человека. В отличие от атмосферы и гидросферы, где наблюдаются процессы периодического самоочищения от тяжелых металлов, почва практически не обладает такой способностью. Металлы, накапливающиеся в почвах, удаляются крайне медленно лишь при выщелачивании, потреблении растениями, эрозии и дефляции [3]. Необходимо также отметить, что активность тяжелых металлов находится в зависимости от реакции почвенной среды. При щелочной реакции подвижность практически всех тяжелых металлов очень резко снижается (за исключением хрома и бора).

Кислая реакция очень резко усиливает фитотоксичность тяжелых металлов [3, 4]. Имеющиеся в научной литературе сведения показывают также, что под влиянием загрязнений тяжелыми металлами может происходить нарушение гумусного состояния почв. Например, повышаться относительное накопление фульвокислот [5]. Помимо обменного поглощения гумусовые вещества образуют с тяжелыми металлами многообразные комплексные органо-минеральные соединения (фульваты и гуматы), что значительно снижает их миграционную способность и доступность растениям [6].

Таким образом, имеющиеся в научной литературе сведения позволяют заявить о том, что накопление и превращения тяжелых металлов зависят от содержания в почве органического вещества и реакции среды. В Поволжье, где наиболее распространены почвы с реакцией почвенного раствора от нейтральной до щелочной и имеет место достаточно широкое варьирование запасов гумуса, содержание тяжелых металлов в агроландшафтах практически не изучалось.

Цель наших исследований – изучить содержание отдельных видов тяжелых металлов в целинных и распаханых элементах агроландшафта на основных подтипах черноземных и каштановых почв Поволжья.

## **МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ**

Мониторинг за содержанием тяжелых металлов (Zn, Cu, Pb, Cd, Ni, Hg, As) проводится с 2007 г. Отбор почвенных образцов для анализа осуществляется в слое 0-20 см. Определение количества валовых форм тяжелых металлов производили по методике, основанной на извлечении Zn, Cu, Pb, Cd, Ni, Hg, As раствором азотной кислоты (1М HNO<sub>3</sub>).

Объекты исследований-черноземы: типичный, обыкновенный и южный (правый берег реки Волга). Каштановые почвы: темно-каштановые на террасах левого берега Волги, темно-каштановые, каштановые, светло-каштановые и лугово-каштановые Высокой Сыртовой равнины Саратовского Заволжья. Указанные подтипы почв различаются между собой запасами гумуса, гранулометрическим составом, видом растительности, влагообеспеченностью и температурным режимом. Из обследованных подтипов почв самое высокое содержание гумуса (6-7%) и лучшая влагообеспеченность отмечена у чернозема типичного. Минимальное количество гумуса (1,8-2,0%) и самая низкая обеспеченность влагой присущи светло-каштановой почве. На каждом почвенном подтипе отбиралось по 16 образцов (8 на целине и столько же на пашне). Всего проанализировано 128 образцов.

## **РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ**

Определение содержания тяжелых металлов в основных подтипах черноземных почв показали, что по сравнению с целинными участками, на пахотных угодьях чернозема типичного при длительном сельскохозяйственном использовании содержание цинка и меди выросло на 3,4 и 6,0% соответственно (табл.). Также обработанные участки отличались чуть большим содержанием свинца и ртути. При этом, содержание мышьяка на пашне по сравнению с целиной снизилось на 19,4%.

Однако, в образцах пахотной почвы, отобранных на территории ОПХ «Елизаветинское» Аткарского района, содержание мышьяка несколько превышало фоновый показатель, но, тем не менее, он был далек от максимально допустимого уровня (ПДК). Вызвано подобное обстоятельство тем, что территория ОПХ «Елизаветинское» располагается на четвертичных почвообразующих породах, которые отличаются повышенным содержанием указанного элемента. На обрабатываемом участке чернозема обыкновенного аналогично показателям чернозема типичного содержание цинка и меди по отношению к целине несколько выросло (на 3,0 и 7,1% соответственно). По содержанию свинца при этом рост к фоновому показателю составил 12,6%. Кроме мышьяка на пахотном участке чернозема обыкновенного на 16,6% увеличилось содержание никеля, при этом содержание кадмия и ртути снизилось (на 0,03 и 0,012 мг/кг соответственно).

На черноземе южном в слое почвы 0-20 см по содержанию никеля и мышьяка различий между целиной и пашней не наблюдалось (табл.). Также, как и на черноземе обыкновенном, на обрабатываемом участке чернозема южного отмечалось снижение содержания ртути. Как и на остальных изучаемых подтипах черноземов, здесь на пахотном участке отмечалось некоторое увеличение содержания цинка и меди по отношению к естественному фону (на 4,4 и 8,7% соответственно). Запасы свинца на пашне по сравнению с целиной при этом оказались несколько ниже (на 5,5%), а содержание кадмия увеличилось незначительно (на 0,05 мг/кг).



Проведенный анализ содержания тяжелых металлов в изучаемых подтипах черноземных почв степного Поволжья показал, что значительных различий между их целинными аналогами и участками, находящимися в длительном сельскохозяйственном использовании не наблюдалось. При этом содержание валовых форм тяжелых металлов как на пахотных участках, так и их целинных аналогах не превышало предельно допустимых концентраций (ПДК).

**Таблица-**Содержание валовых форм тяжелых металлов в черноземных и каштановых почвах Поволжья в слое 0-20см

| Угодья                                       | Тяжелые металлы, мг/кг |      |      |      |      |     |       |
|--|------------------------|------|------|------|------|-----|-------|
|  | Zn                     | Cu   | Pb   | Cd   | Ni   | As  | Hg    |
| Чернозем типичный (Аткарский р-н)            |                        |      |      |      |      |     |       |
| Целина                                       | 40,9                   | 19,8 | 13,9 | 0,32 | 33,0 | 3,6 | 0,021 |
| Пашня  | 42,3                   | 21,0 | 14,3 | 0,32 | 33,0 | 2,9 | 0,022 |
| Чернозем обыкновенный (Аткарский р-н)        |                        |      |      |      |      |     |       |
| Целина                                       | 45,9                   | 21,0 | 13,4 | 0,38 | 33,0 | 2,5 | 0,030 |
| Пашня  | 47,3                   | 22,5 | 15,1 | 0,35 | 38,5 | 4,6 | 0,018 |
| Чернозем южный (Саратов)                     |                        |      |      |      |      |     |       |
| Целина                                       | 38,1                   | 13,7 | 19,8 | 0,68 | 35,2 | 2,9 | 0,023 |
| Пашня  | 39,8                   | 14,9 | 18,7 | 0,73 | 35,2 | 2,9 | 0,019 |
| Темно-каштановая террасовая (Марковский р-н) |                        |      |      |      |      |     |       |
| Целина                                       | 51,4                   | 29,5 | 13,9 | 0,37 | 40,0 | 3,9 | 0,020 |
| Пашня  | 52,2                   | 29,9 | 12,2 | 0,35 | 40,0 | 3,1 | 0,020 |
| Темно-каштановая сыртовая (Марковский р-н)   |                        |      |      |      |      |     |       |
| Целина                                       | 45,8                   | 16,7 | 13,0 | 0,26 | 25,5 | 3,1 | 0,015 |
| Пашня  | 46,4                   | 22,5 | 13,6 | 0,39 | 34,0 | 2,6 | 0,017 |
| Каштановая сыртовая (Краснокутский р-н)      |                        |      |      |      |      |     |       |
| Целина                                       | 39,4                   | 20,2 | 12,7 | 0,28 | 17,5 | 2,6 | 0,021 |
| Пашня  | 39,7                   | 19,4 | 12,8 | 0,31 | 37,5 | 2,4 | 0,022 |
| Светло-каштановая сыртовая (Питерский р-н)   |                        |      |      |      |      |     |       |
| Целина                                       | 41,3                   | 22,4 | 14,6 | 0,35 | 37,5 | 2,5 | 0,018 |
| Пашня  | 38,4                   | 14,6 | 16,6 | 0,32 | 35,0 | 2,4 | 0,018 |
| Лугово-каштановая (Озинский р-н)             |                        |      |      |      |      |     |       |
| Целина                                       | 34,1                   | 23,1 | 15,0 | 0,29 | 31,0 | 3,4 | 0,017 |
| Пашня  | 33,2                   | 24,0 | 16,1 | 0,20 | 24,8 | 3,0 | 0,019 |

**Примечание:** ПДК валовых форм в почве с учетом фона, мг/кг: цинк-300, медь-100, свинец-100, кадмий-3, никель-50, мышьяк-20, ртуть-2

Анализ почвенных образцов, отобранных на темно-каштановых террасовых почвах Марковского района показал, что по сравнению с целиной на обработанных участках произошло уменьшение накопления свинца (на 1,7 мг/кг), в то время как содержание цинка и мышьяка незначительно увеличилось (на 0,8 мг/кг). Количество меди и кадмия изменилось незначительно. По сравнению с целинными аналогами никеля и ртути на пашне было практически столько же. В слое 0 – 20 см целинного участка темно-каштановых сыртовых почв Марковского района имело место уменьшение содержания тяжелых металлов по сравнению с террасами (цинка на 5,6 мг/кг, меди на 12,8 мг/кг, свинца на 0,9 мг/кг, кадмия на 0,11мг/кг, никеля на 14,5 мг/кг, мышьяка на 0,8 мг/кг, ртути на 0,005 мг/кг).

Длительное сельскохозяйственное использование темно-каштановых сыртовых почв способствовало некоторому росту содержания валовых форм некоторых тяжелых металлов. Так, по сравнению с целиной количество цинка на пашне (в слое 0-20 см) увеличилось всего на 1,3 %, а меди - на 25,8 %, свинца - на 4,4 %, кадмия - на 33,3 %, никеля - на 25 %, ртути на - 12 %. Но накопление мышьяка при этом уменьшилось на 16 %.

На целинном участке каштановых сыртовых почв Краснокутского района содержание валовых форм тяжелых металлов по сравнению с темно-каштановыми сыртовыми почвами несколько отличалось. Количество цинка уменьшилось на 6,4 мг/кг, свинца - на 0,3 мг/кг, никеля - на 8 мг/кг, мышьяка - на 0,5 мг/кг. Содержание меди и ртути наоборот увеличилось - на 3,5 и 0,006 мг/кг соответственно. Количество кадмия практически не изменилось (табл.).

Сельскохозяйственное использование каштановых сыртовых почв привело к максимальному увеличению количества никеля (на 53,3 %) в слое 0-20 см по сравнению с целиной. Доля кадмия увеличилась на 9,7 %. Содержание цинка, свинца, мышьяка и ртути значительных изменений не претерпело, в то время как количество меди снизилось на 0,8 %.

По сравнению с каштановыми почвами на целине светло-каштановых почв Питерского района (в слое 0-20 см) содержание валовых форм цинка и свинца было выше на 1,9 мг/кг, меди - на 2,2 мг/кг, кадмия - 0,07 мг/кг и никеля - на 20 мг/кг. Содержание мышьяка и ртути оказалось несколько ниже.

Распахивание светло-каштановых сыртовых почв привело к увеличению количества свинца на 12 % по сравнению с целиной и к уменьшению содержания цинка, меди и никеля (на 7,0 %, 34,8 %, 6,7 % соответственно). Доля кадмия, мышьяка и ртути изменилась незначительно. Больше всего снизилось количество меди.

Содержание цинка на целине лугово-каштановых почв Озинского района в двадцатисантиметровом слое составляло 34,1 мг/кг, это на 17 % меньше, чем на светло-каштановых сыртовых почвах и на 33,7 % меньше, чем на темно-каштановых террасовых почвах. Наблюдалось уменьшение количества кадмия и никеля (в слое 0-20 см) на 17 % по сравнению со светло-каштановыми сыртовыми почвами и на 22 % по сравнению с темно-каштановыми террасовыми почвами. Доля меди и свинца увеличилась на 3 %, мышьяка - на 26 % по сравнению с целиной светло-каштановых сыртовых почв (в слое 0-20 см), количество ртути изменялось незначительно.

Сельскохозяйственное использование лугово-каштановых почв (в слое 0-20 см) привело к увеличению содержания меди и свинца на 4,2 и 6,8 % соответственно. Количество цинка, кадмия, никеля и мышьяка наоборот уменьшилось (на 2,6; 31,2; 20,0 и 12,0 % соответственно) по сравнению с целинными аналогами. Содержание ртути осталось почти на том же уровне.

## **ЗАКЛЮЧЕНИЕ**

1. Проводимый многолетний мониторинг позволил выявить фоновое содержание и тенденции к изменениям накопления тяжелых металлов в основных агроценозах черноземных и каштановых почв Поволжья.
2. Наблюдения показали, что сельскохозяйственное использование черноземных и каштановых почв Поволжья не привело к заметному накоплению таких тяжелых металлов, как цинк, медь, никель и ртуть.
3. В содержании свинца, кадмия и мышьяка между целиной и пашней существенных различий также не было обнаружено. Их количество во всех проанализированных образцах на всех агрофонах намного ниже ПДК.

## **ЛИТЕРАТУРА**

- [1]Минеев В.Г. Химизация земледелия и природная среда. – М.: Агропромиздат, 1990. – 287 с.
- [2]Шафронов О.Д. Тяжелые металлы в почвах реперных участков Нижегородской области // Плодородие. – 2007. - №2. – с. 7-9.
- [3]Пинский Д.Л. Ионообменные процессы в почвах / Д.Л. Пинский. – Пушкино: ОНТИ ПНЦ РАН, 1997. - 166 с.
- [4]Adriano D.C. Trace elements in terrestrial environments / D.C. Adriano. New York, Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, 2001. - 868 p.
- [5]Ладонин Д.Л., Марголина С.Е. Взаимодействие гуминовых кислот с тяжелыми металлами // Почвоведение. – 1997. - №7. – с. 806-811.

[6] Минкин Т.М., Мотузова Г.В., Назаренко О.Г. Взаимодействие тяжелых металлов с органическим веществом чернозема обыкновенного / Т.М. Минкин, Г.В. Мотузова, О.Г. Назаренко // Почвоведение. – 2006. - №7. - С. 804 – 811.

**Глава II/43: РЕЗУЛЬТАТЫ ДЛИТЕЛЬНОГО МОНИТОРИНГА СОДЕРЖАНИЯ  
ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ЛАНДШАФТАХ САРАТОВСКОЙ ОБЛАСТИ**  
**Chapter II/43: Results of Long-Term Monitoring of Heavy Metals in Landscapes of the Saratov  
Region**  
**Сергей С. Деревягин**

DOI 10.25680/5811.2018.84.19.140

Эл. Почта: [sergey\\_derevyagin@mail.ru](mailto:sergey_derevyagin@mail.ru)

Научно-исследовательский институт сельского хозяйства Юго-Востока, Тулайкова ул., д.7, 410010 г. Саратов, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Целью исследований было выявление направленности и интенсивности геохимических процессов, приводящих к накоплению и перераспределению тяжелых металлов (Pb, Zn, Cd, Cu, Hg, Ni) в агроландшафтах Саратовской области (Россия). Полевые исследования проводились в 1990-2016 годах на черноземе южном на различных элементах агроландшафта, грунтовых водах и растениях. Результаты исследований выявили взаимосвязь изменений климата и увеличения соотношений в почве малоподвижных форм (растворимых в 1n HCl) и подвижных форм (растворимых в ацетатно-амиачном буфере с pH 4,8) тяжелых металлов. Показана роль выщелачивания в увеличении содержания подвижных форм тяжелых металлов в грунтовых водах: в 8,3-9 раз в скважинах, сопряженных с буферными элементами агроландшафта (на целине и в лесной полосе) и в 19,5 раз в скважине на пашне.

**Abstract.** This work is aimed at investigation into trends and intensities of geochemical processes leading to accumulation and redistribution of heavy metals (Pb, Zn, Cd, Cu, Hg, Ni) in cultivated land of the Saratov Oblast (Russia). Field tests were performed in the years 1990-2016 on Southern Chernozem on various elements of cultivated land, ground waters and plants. The obtained results revealed interrelation between climate changes and increase in ratio of immobile forms (soluble in 1n HCl) to mobile forms (soluble in ammonium acetate buffer with pH 4.8) of heavy metals. The role of leaching in increase in content of mobile forms of heavy metals in ground waters is demonstrated: by 8.3-9 times in wells adjacent to buffer elements of cultivated land (virgin land and forest belt) and by 19.5 times in a well on arable land.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА.** Климат, агроландшафт, тяжелые металлы, рельеф, почвы, грунтовые воды, растения, удобрения.

**Keywords:** climate, cultivated land, heavy metals, relief, soils, ground waters, plants, fertilizers

## **ВВЕДЕНИЕ**

Загрязнение тяжелыми металлами в промышленно развитых регионах является фактором, влияние которого на экосистемы и качество жизни человека со временем только усиливаются. К наиболее важным с экологической точки зрения тяжелым металлам относятся Pb, Zn, Cd, Cu, Hg, Ni, имеющие способность к биоаккумуляции и биоусилению в пищевой цепи, загрязнению поверхностных и грунтовых вод [1, 2, 14, 18].

Эффективное удаление соединений тяжелых металлов из агроландшафтов может происходить с участием физико-химических экстрагентов. Однако эти вещества отрицательно воздействуют на экосистему [7, 14, 16]. Фиторемедиация является рентабельной альтернативой, благоприятной для окружающей среды [1, 2, 5, 6, 7, 12, 14, 15, 17].

В литературе имеются только общие сведения о взаимосвязи современного состояния депо тяжелых металлов в регионе с глобальными климатическими и почвенными процессами [3, 4].

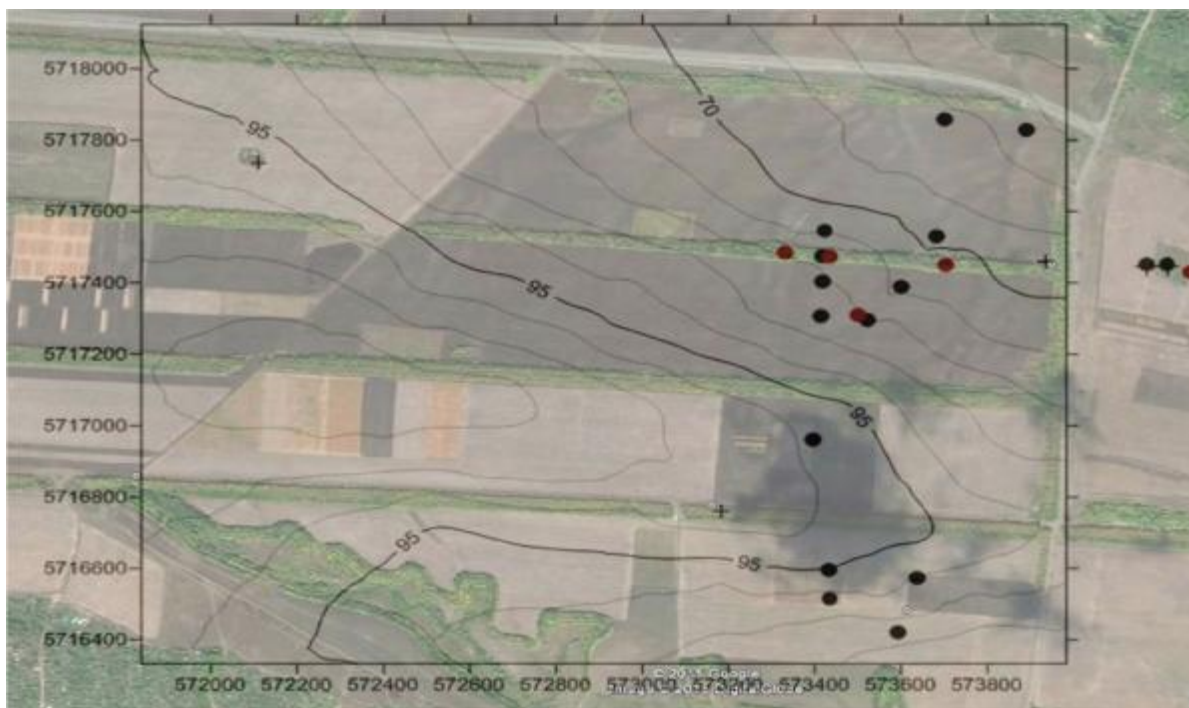
Целью исследований было выявление направленности и интенсивности геохимических процессов, приводящих к накоплению и перераспределению тяжелых металлов (Pb, Zn, Cd, Cu, Hg, Ni) в агроландшафтах на примере Саратовской области (Россия). В данной статье мы сделали попытку

обосновать взаимосвязь климатических и геохимических процессов, определяющих современное состояние тяжелых металлов в агроландшафтах на примере Саратовской области

## МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Полевые исследования проводились в Саратовской области (Россия) на черноземах южных, в гранулометрическом составе почвы которых преобладают частицы  $<0,01$  мм (более 55%). Мониторинг проводился с 1990 года.

Наблюдения за состоянием биосферных процессов, перемещением влаги, питательных элементов и тяжелых металлов в почве и грунтовых водах проводились на метеостанции «Саратов ЮВ» и на территории водосбора протяженностью 1,5 км и общей площадью 250 га разделенного поперек склона четырьмя лесополосами, шириной 20 метров плотной конструкции (Рисунок 1).



Проб почвы и растений (●), Проб грунтовых вод (●)

**Рисунок 1** - Схема пространственного размещения точек отбора проб почвы и растений, грунтовых вод в ландшафте

Подвижность и экологическая опасность тяжелых металлов зависит от формы их нахождения в окружающей среде [1, 7, 13, 18], поэтому в наших исследованиях проводился химический анализ проб на содержание малоподвижных форм, извлекаемых раствором HCl (1n HCl) и высокоподвижных форм, растворимых в ацетатно-аммиачном буферном растворе с pH 4,8 (ААБ).

## РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Как показали мониторинговые наблюдения, средняя годовая температура воздуха в Саратове за период с 1981 по 2015 гг. увеличилась по сравнению с климатической нормой за 1891-1980 гг. на  $1,4...1,7^\circ$ . При этом средние месячные температуры января увеличились на  $3,1...4,1^\circ$ , февраля – на  $2,4...3,0^\circ$ , марта – на  $2,2...2,6^\circ$ , летних месяцев - всего на  $0,3...0,9^\circ$  [4, 8, 9]. Аналогичные изменения отмечаются и для других регионов [3]. В совокупности это уменьшило глубину промерзания с 1,0-1,2 до 0,2-0,6 м. К началу снеготаяния почва готова к впитыванию до 70-80% снеговой воды и ее распределению в зависимости от крутизны склона и гранулометрического состава почвы [9, 10]. В предыдущих исследованиях отмечалась связь климатических изменений с выщелачиванием из верхних горизонтов почв подвижных форм элементов питания растений [8], тяжелые металлы не исследовались.

Для достижения основной цели исследований, были проанализирована динамика содержания тяжелых металлов в почвах основных элементов агроландшафта, к которым относятся пашня, целина и полевая лесополоса (Таблица 1).

В условиях близости крупного промышленного центра – г.Саратова – неизбежно поступление тяжелых металлов с выбросами промышленности и транспорта. Антропогенно образованные соединения тяжелых металлов из атмосферы осаждаются на почву и могут вовлекаться в пищевые цепи. Очевидно, что элементы агроландшафта имеют различные функции с точки зрения перераспределения потока веществ и энергии. Пашня обеспечивает производство сельскохозяйственной продукции, интенсивно используя при этом почвенное плодородие и антропогенную энергию обработки почвы, удобрений и так далее. Благодаря антропогенному вмешательству, процессы перераспределения химических элементов в пашне происходят наиболее интенсивно. Сельскохозяйственные угодья, не производящие сельскохозяйственную продукцию, но имеющие большое значение для экологической стабилизации агроландшафта, должны обладать буферными свойствами и в отношении тяжелых металлов.

**Таблица 1** - Данные мониторинга содержания тяжелых металлов в почвах различных элементов агроландшафта, мг/кг

| Элементы агроландшафта | Форма  | Годы | Cu    | Zn    | Cd   | Ni    | Pb    | Hg    |
|------------------------|--------|------|-------|-------|------|-------|-------|-------|
| Пашня                  | 1n HCl | 1990 | 7,4   | 23,0  | 0,15 | 13,7  | 7,0   | 0,028 |
|                        |        | 2007 | 14,6  | 30    | 0,27 | 15,61 | 8,87  | 0,035 |
|                        |        | 2016 | 15,87 | 37,83 | 0,26 | 25,12 | 14,17 | 0,034 |
|                        | ААБ    | 1990 | 3,3   | 0,9   | 0,19 | 1,1   | 2,35  | 0,1   |
|                        |        | 2007 | 1,14  | 0,35  | 0,07 | 0,97  | 1,36  | 0,025 |
|                        |        | 2016 | 0,14  | 0,15  | 0,01 | 0,3   | 0,5   | 0,07  |
| Целина                 | 1n HCl | 1990 | 8,0   | 24,5  | 0,30 | 15,0  | 7,6   | 0,040 |
|                        |        | 2007 | 14,7  | 36,0  | 0,38 | 16,38 | 9,05  | 0,037 |
|                        |        | 2016 | 18,38 | 42,9  | 0,40 | 40,80 | 16,51 | 0,044 |
|                        | ААБ    | 1990 | 0,33  | 2,3   | 0,22 | 1,4   | 2,1   | 0,15  |
|                        |        | 2007 | 0,2   | 1,15  | 0,1  | 1     | 1,85  | 0,07  |
|                        |        | 2016 | 0,11  | 0,47  | 0,04 | 0,6   | 0,7   | 0,07  |
| Лесная полоса          | 1n HCl | 1990 | 10,1  | 21,0  | 0,28 | 15,0  | 10,5  | 0,030 |
|                        |        | 2007 | 12,3  | 30,0  | 0,32 | 13,0  | 17,29 | 0,033 |
|                        |        | 2016 | 19,98 | 55,98 | 0,47 | 32,68 | 26,56 | 0,051 |
|                        | ААБ    | 1990 | 2,5   | 2,5   | 0,32 | 2,4   | 2,9   | 0,34  |
|                        |        | 2007 | 1,7   | 2     | 0,19 | 2,7   | 2,05  | 0,17  |
|                        |        | 2016 | 0,13  | 2,2   | 0,12 | 1,1   | 1,4   | 0,1   |

Результаты длительного мониторинга показали, что содержание малоподвижных форм тяжелых металлов в буферных элементах агроландшафта (в лесной полосе и на целине) за последние 25 лет возросло наиболее существенно. При этом за 25 лет произошло сокращение содержания подвижных форм всех тяжелых металлов, особенно меди и свинца. Более интенсивное увеличение соотношения кислоторастворимых и подвижных форм металлов в верхнем слое черноземов на пашне мы связываем с процессами усиленной минерализации и выносом веществ с урожаем сельскохозяйственных культур. Содержание подвижных форм снижается преимущественно экспоненциально, что свидетельствует о нарастании интенсивности данного процесса во времени. Результаты исследований подтверждают роль лесных ценозов в закреплении тяжелых металлов, отмеченную исследователями из России [1] и Вьетнама [13].

Климатические изменения привели к подъему уровня грунтовых вод за 25 лет с 5,3 до 3,2 м, и возрастанию общей минерализации с 1055 до 4170 мг/л. Новозеландские исследователи определили скорость проникновения 1% от вносимых со сточными водами металлов внутрь профиля лесных почв в пределах 0,05-0,15 метров в год, при увеличении в ряду: Pb, Cu, Cd, Ni и Zn [10, 11]. В наших исследованиях максимальное содержание элементов также было отмечено в скважине, имеющей наименьшую глубину залегания – в лесной полосе ложбины (0,7 метра от поверхности почвы). Но глубина современного залегания грунтовых вод на динамику содержания в них тяжелых металлов влияния не оказала, в отличие от ландшафтного положения скважин. Химический

анализ подтвердил предположение о выщелачивании тяжелых металлов в грунтовые воды (Таблица 2).

Максимальное содержание элементов также было отмечено в скважине, имеющей наименьшую глубину залегания – в лесной полосе ложбины (0,7 метра от поверхности почвы). Суммарное содержание металлов в грунтовых водах за 25 лет увеличилось – от 8,3-9 раз в скважинах, сопряженных с буферными элементами агроландшафта (от 0,7 до 4,65 метров от поверхности почвы) до 19,5 раз в скважине на пашне (4,7 метра от поверхности почвы).

**Таблица 2** - Динамика содержания подвижных форм тяжелых металлов в грунтовых водах, мг/кг

| Элементы агроландшафта   | Годы | Cu    | Zn    | Cd     | Ni     | Pb    | Hg    |
|--------------------------|------|-------|-------|--------|--------|-------|-------|
| Целина                   | 1991 | 0,014 | 0,018 | 0      | 0      | 0     | 0,002 |
|                          | 2016 | 0,11  | 0,08  | 0,005  | 0,013  | 0,035 | 0,016 |
| Пашня                    | 1991 | 0,006 | 0,014 | 0      | 0      | 0     | 0     |
|                          | 2016 | 0,14  | 0,16  | 0,002  | 0,016  | 0,04  | 0,03  |
| Лесная полоса водораздел | 1991 | 0,006 | 0,024 | 0      | 0      | 0     | 0,003 |
|                          | 2016 | 0,13  | 0,04  | 0,001  | 0,027  | 0,034 | 0,022 |
| Лесная полоса ложбина    | 1991 | 0,015 | 0,035 | 0,0001 | 0,0022 | 0     | 0,008 |
|                          | 2016 | 0,17  | 0,21  | 0,006  | 0,072  | 0,04  | 0,042 |

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. В связи с климатическими изменениями, выявлена тенденция обеднения верхних почвенных слоев подвижными солями тяжелых металлов за счет выщелачивания и выноса растениями на пашне. При этом рост содержания кислоторастворимых соединений в почвах связан преимущественно с антропогенными выбросами.
2. За 25 лет мониторинга суммарное содержание металлов в грунтовых водах увеличилось – от 8,3-9 раз в скважинах, сопряженных с буферными элементами агроландшафта до 19,5 раз в скважине на пашне.
3. Выщелачивание подвижных форм тяжелых металлов (Pb, Zn, Cd, Cu, Hg, Ni) в грунтовые воды может иметь значение для регионов, использующих грунтовые воды в сельском хозяйстве.
4. Поскольку кислоторастворимые формы тяжелых металлов являются ближайшим резервом для формирования подвижных форм, дальнейшие исследования в данной области должны быть направлены на изучение механизмов взаимной трансформации форм с учетом современных почвенных и климатических условий, развития промышленности.

## ЛИТЕРАТУРА

- [1]Dubovik, D.V. and E.V. Dubovik, 2016. Heavy metals in the slope agrolandscape. Kursk: All-Russian Research Institute of Agriculture and Soil Protection from erosion, pp: 170.
- [2]Elouear, Z., F. Bouhamed, N. Boujelben and J. Bouzid, 2016. Application of sheep manure and potassium fertilizer to contaminated soil and its effect on zinc, cadmium and lead accumulation by alfalfa plants. *Sustainable Environment Research*, 3(26): 131-135.
- [3]Iskakova, A.K., 2015. Modern problems of climate change. *Occupational hygiene and medical ecology*, 1(46): 11-20.
- [4]Ivanova, G.F., N.G. Levitskaya and I.A. Orlova, 2013. Evaluation of the current state of agroclimatic resources of the Saratov region. *Izvestiya of Saratov University. New episode. Series: Earth Sciences*, 2(13): 10-12.
- [5]Khodadoust, A.P., K.R. Reddy and K. Maturi, 2005. Effect of different extraction agents on metal and organic contaminant removal from a field soil. *Journal of Hazardous Materials*, 1(117): 15–24.
- [6]Lasat, M.M., 2002. Phytoextraction of toxic metals: a review of biological mechanisms. *Journal of Environmental Quality*, 1(31): 109-120.
- [7]Li B.Y., D.M. Zhou, L. Cang, H.L. Zhang, X.H. Fan and S.W. Qin, 2007. Soil micronutrient availability to crops as affected by long-term inorganic and organic fertilizer applications. *Soil & Tillage Research*, 96: 166-173. doi: 10.1016/j.still.2007.05.005.
- [8]Medvedev, I.F., A.S. Buzueva, D.I. Gubarev, V.I. Efimova and S.S. Derevyagin, 2016. Relief and features of intrasoil migration of nutrients in agrolandscape. *Agrochemical bulletin*, 6: 14-19.



- [9]Medvedev, I.F., N.G. Levitskaya and N.I. Strizhkov, 2016. Modern assessment and trends of climatic changes in surface runoff in chernozem soils. *Agrarian Scientific Journal*, 4: 19-24.
- [10]McLaren, R.G., L.M. Clucas, M.D. Taylor and T. Hendry, 2004. Leaching of macronutrients and metals from undisturbed soils treated with metal-spiked sewage sludge. 2. Leaching of metals. *Australian Journal of Soil Research*, 4(42): 459-471.
- [11]McLaren, R.G., L.M. Clucas and M.D. Taylor, 2005. Leaching of macronutrients and metals from undisturbed soils treated with metal-spiked sewage sludge. 3. Distribution of residual metals. *Australian Journal of Soil Research*, 2(43): 159-170.
- [12]Miller, R.W., M.L. Al-Khazraji and D.T. Gardiner, 1995. Alfalfa growth and absorption of cadmium and zinc from soils amended with sewage sludge *Agriculture. Ecosystems & Environment*, 2(53): 179-184.
- [13]Pinho, S. and B. Ladeira, 2012. Phytotoxicity by Lead as Heavy Metal Focus on Oxidative Stress. *Journal of Botany*, Volume 2012, Article ID 369572, 10 pages doi:10.1155/2012/369572.
- [14]Phuong, N.M., Y. Kang, K. Sakurai, K. Iwasaki, C.N. Kien, N. Van Noi and L.T. Son, 2010. Levels and chemical forms of heavy metals in soils from red river delta, Vietnam. *Water, Air, and Soil Pollution*, 4(207): 319-332.
- [15]Schmidt, U., 2003. Enhancing phytoextraction: the effect of chemical soil manipulation on mobility, plant accumulation and leaching of heavy metals. *Journal of Environmental Quality*, 6(32): 1939-1954.
- [16]Tuin, B. J. W. and M. Tels, 1990. Removing heavy metals from contaminated clay soils by extraction with hydrochloric acid, edta or hypochlorite solutions. *Environmental Technology*, 11(11): 1039-1052.
- [17]Van Ginneken, L., E. Meers, R. Guissson et al., 2007. Phytoremediation for heavy metal-contaminated soils combined with bioenergy production. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 4(15): 227-236.
- [18]Wuana, R.A. and F.E. Okieimen, 2011. Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. *International Scholarly Research Network ISRN Ecology*, Volume 2011, Article ID 402647, 20 pages, doi:10.5402/2011/402647.

#### **Chapter II/44: ECOLOGICAL RATIONING OF TECHNOGENIC LOADS OF SOILS IN THE INFLUENCE AREA OF AN ALUMINUM SMELTER IN SIBERIA**

#### **Глава II/44: Экологическое нормирование техногенной нагрузки на почвы в зоне влияния алюминиевого завода в Сибири**

**Irina A. Belozertseva<sup>1,2</sup>**

DOI 10.25680/1341.2018.24.79.141

Email: [belozia@mail.ru](mailto:belozia@mail.ru)

1.V.B. Sochava Institute of Geography SB RAS, Ulan-Batorskaya str.1, 664033, Irkutsk, Russia

2.Irkutsk State University, Sukhe-Bator str. 5, 664033 Irkutsk, Russia

**ABSTRACT.** Detailed studies of snow and soil contamination within the influence zone of the Irkutsk Aluminum Plant were carried out in 1996 - 2014. The main atmospheric and soil pollution and their amounts and distribution area were described. According to researches of the author it is revealed that within the territory of up to 1 km from IrkAZ, the maximum fluorine concentration in snowmelt water reaches 66 mg/dm<sup>3</sup>. The interrelation of technogenous contaminators in the soil and snow was assessed, and their influence on some soil parameters was found. The standard setting for technogenous loads with respect to the most significant and sensitive soil parameters was carried out. The values of the "dose - effect" relationship can be used to determine the maximum permissible and maximum impermissible concentrations of elements in soils. For example, according to the total form, they are in g/kg, respectively: 0.66 and 0.84 for fluorine, 82 and 93 for aluminum, and 24 and 26 for sodium.

**Резюме.** В 1996 - 2014 гг. было проведено детальное изучение загрязнения снежного и почвенного покрова в зоне воздействия Иркутского алюминиевого завода. Установлены основные загрязнители атмосферы и почв, объем выбросов и площадь их распространения. Согласно исследованиям автора выявлено, что на территории до 1 км от IrkAZ, максимальная концентрация фтора в снеговой воде достигает 66 мг/дм<sup>3</sup>. Прослежена взаимосвязь содержания техногенных загрязнителей в снеге и в почве. Выявлено их влияние на некоторые показатели состояния почв. Проведено нормирование техногенных нагрузок по наиболее значимым и чувствительным параметрам почв. В результате анализа графиков зависимости “доза-эффект” по различным почвенным параметрам выявлены максимальные допустимые и максимальные недопустимые концентрации химических элементов в почвах. Например, максимально допустимые и недопустимые концентрации фтора, алюминия и натрия в почвах составляют соответственно: 0.66 и 0.84, 82 и 93, 24 и 26 г/кг (валовое содержание).

**KEYWORDS:** snow, soil, pollution, influence of the Irkutsk Aluminum Smelter, ecological standard setting

**Ключевые слова:** снег, почвы, загрязнение, Иркутский алюминиевый завод, экологическое нормирование

## INTRODUCTION

The production capacity of the aluminum smelters in southern Siberia varies from 450 (Irkutsk Aluminum Smelter (IrkAZ)) to more than 1000 thousand tons per year (Bratsk Aluminum Smelter (BrAZ)). The production of primary aluminum by the electrolysis method, as used at IrkAZ, is responsible for the pollution of the environment by fluorine compounds, carbon and sulfur oxides, as well as hazard class 1 substances: vanadium, chromium and nickel compounds, polycyclic aromatic hydrocarbons, such as benzo(a)pyrene, some of which are characterized by mutagenic and carcinogenic activity. The city of Shelekhov is situated within the lowland broad valley of the Irkut River and its right tributary, the Olkha River; accumulation and stagnation of pollutants in the urban atmosphere is aided by the unfavorable meteorological conditions, which are characterized by a high recurrence frequency of ground air temperature inversions and weak winds.

## METHODS

The system of ecological observations of the state of soils and earth materials was designed around the landscape-geochemical differentiation having regard for the geochemical barriers and the most likely routes of superficial and ground (subsoil) migration of pollutants, in 0.5, 1, 2, 6, 20 and 70 km from a factory. A total of more than 60 main soil cross sections were prepared, with more than 192 samples taken for physicochemical analyses. A total of 64 snow samples were collected in late February – March with weighting-type snow sampler VC-43 (NPO Taifun, Russia) to determine its depth and density. At the time of sampling, the period of accumulation was 131–140 days. Analytical work was done in the V.B. Sochava Institute of Geography SB RAS (IG SB RAS) under laboratory conditions using standardized techniques and modern equipment. Concentrations of basic ions and cations in snowmelt were determined by standard chemical methods with due regard for GOST requirements. The pH-value for suspension was determined by the potentiometric method using combined electrodes, with the soil: solution ratio equal to 1:2.5. Fluorine concentration was measured on ionomer N-120 with a fluorine-selective electrode. Gross contents of metals were inferred using the quantitative spectral technique with spectrograph DFS (distributed file system)-8, the atomic emission spectroscopy method with the optima 2000 DV (optical emission spectrometer) instrument, and by standard chemical methods, with regard to the requirements of the Russian state standards. Humus content was characterized by quantifying carbon of organic compounds using Tyurin's method (TsINAO version). The structure of a humus was determined by a pyrophosphatic method of Tyurin in V.V. Ponomareva and T.A. Plotnikova's Modification. Speed of destruction of cellulose was determined by A.F. Zakharchenko's method. Determination of biochemical activity is carried out by the express method developed by T.V. Aristovska and M.V. Chugunova. The toxicity of soils was determined by viability and length of sprouts of test plants in soils.

The pH-value for suspension was determined by the potentiometric method using combined electrodes, with the soil: solution ratio equal to 1:2.5. Fluorine concentration was measured on ionomer N-120 with a fluorine-selective electrode. Gross contents of metals were inferred using the quantitative spectral technique with spectrograph DFS (distributed file system)-8, the atomic emission spectroscopy method with the optima 2000 DV (optical emission spectrometer) instrument, and by standard chemical methods, with

regard to the requirements of the Russian state standards. Humus content was characterized by quantifying carbon of organic compounds using Tyurin's method (TsINAO version) [1]. The structure of a humus was determined by a pyrophosphatic method of Tyurin in V.V. Ponomareva and T.A. Plotnikova's Modification [2]. Speed of destruction of cellulose was determined by A.F. Zakharchenko's method [3]. Determination of biochemical activity is carried out by the express method developed by T.V. Aristovska and M.V. Chugunova [4]. The toxicity of soils was determined by viability and length of sprouts of test plants in soils [5].

## RESULTS AND DISCUSSION

According to researches of the author it is revealed that within the territory of up to 1 km from IrkAZ, the maximum fluorine concentration in snowmelt water reaches  $66 \text{ mg/dm}^3$ , or  $2.6 \text{ t/km}^2$ . Here, the concentration coefficients ( $K_k$ ) for the snow cover in the range from 40 to 60 are characteristic for Sr, V, Mg, Cr, Ni, Fe, and Co;  $K_k$  from 60 to 100 are typical of Pb, Ca, and Cu;  $K_k$  in excess of  $100$  are characteristic for F, Al, Na, Mn, and Ba (Table 1). The area of the most severe pollution occupies about  $14 \text{ km}^2$ , including the southern part of Shelekhov and the northern half of the Olkha. Accumulation of solids in the snow cover within the city's industrial district exceeds  $20 \text{ mg/m}^2$ , reaching 18 in the sanitary-protective zone of IrkAZ, 1–13 in the residential districts, and 2–5  $\text{mg/m}^2$  in horticultural and agricultural suburban areas.

As a result of modernization of the production process (by introducing the technique of baked anodes and the advanced equipment for purification of gaseous emissions), and a concurrent decrease in the output of primary aluminum, the emissions from the smelter reduced dramatically by the year 2004 (that is coordinated with researches of the author; Table 2), involving a significant decrease of solids (suspended material) and dissolved matter (dry residue) in the snow cover. However, in connection with the commissioning of the fifth series of electrolysis production and an increase in the output of primary aluminum, the pollution indices for the snow cover in 2008 returned to their levels for the time interval 2000–2002. The data in the table are also indicative of the large contribution from the wind direction to pollution of the snow cover. Pollutants from IrkAZ are transported by air flows predominantly along a north-westward direction (Fig. 1).

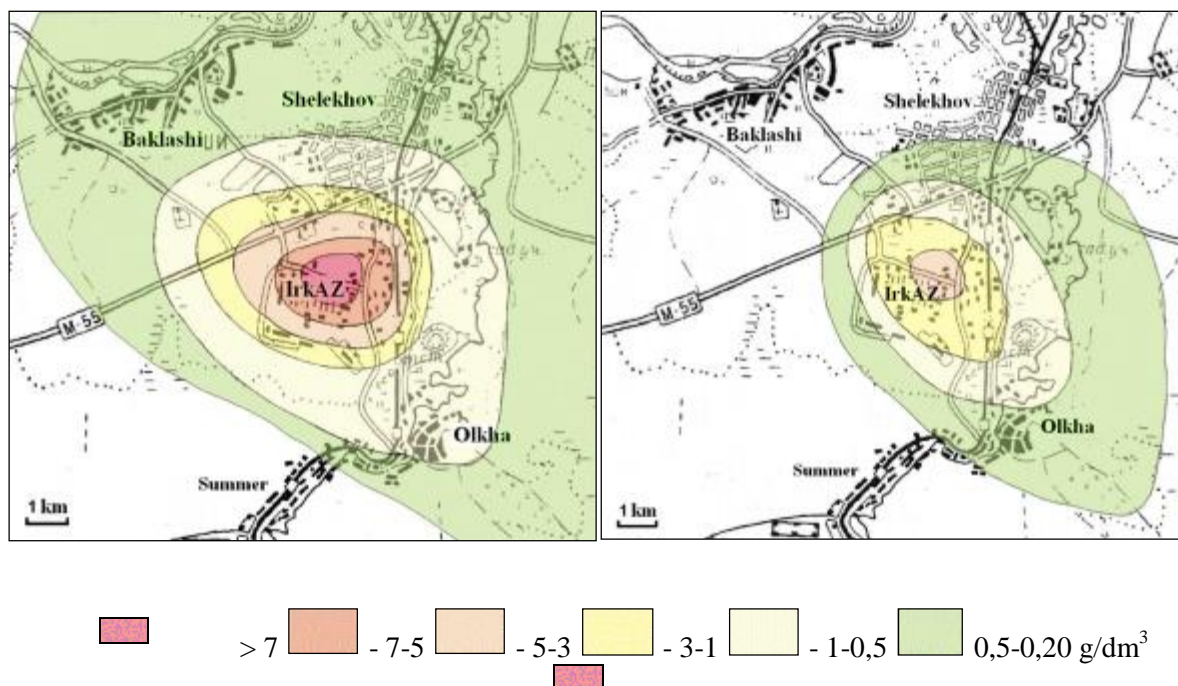
**Table 1** - Maximum exceedances of background content, and concentration of elements in the liquid snow phase nearby IrkAZ (in 0.5 km on the northeast from plant)

| Element | 1996          |                                 | 2002          |                          | 2010          |                          |
|---------|---------------|---------------------------------|---------------|--------------------------|---------------|--------------------------|
|         | Content, mg/L | Exceedance of background, times | Content, mg/L | Exceedance of background | Content, mg/L | Exceedance of background |
| F       | 55.00         | 208                             | 50.00         | 189                      | 43.00         | 159                      |
| Al      | 7.60          | 54                              | 10.81         | 77                       | 11.12         | 79                       |
| Si      | 6.27          | 31                              | 3.81          | 19                       | 1.51          | 8                        |
| Mn      | 0.80          | 52                              | 0.18          | 12                       | 0.11          | 7                        |
| Ba      | 0.50          | 49                              | 0.10          | 10                       | 0.01          | 1                        |
| Pb      | 0.07          | 27                              | 0.02          | 8                        | 0.01          | 4                        |
| Ca      | 7.00          | 23                              | 2.32          | 7                        | 9.30          | 28                       |
| Na      | 67.5          | 123                             | 18.0          | 33                       | 35.29         | 64                       |
| K       | 5.1           | 15                              | 0.98          | 3                        | 2.36          | 7                        |
| Cu      | 0.06          | 32                              | 0.02          | 11                       | 0.01          | 6                        |
| Sr      | 0.12          | 17                              | 0.03          | 4                        | 0.06          | 2                        |
| Cr      | 0.04          | 16                              | 0.01          | 4                        | 0.00          | 1                        |
| Mg      | 5.90          | 26                              | 1.62          | 7                        | 1.61          | 7                        |
| V       | 0.04          | 20                              | 0.01          | 5                        | 0.02          | 10                       |
| Ni      | 0.09          | 45                              | 0.02          | 10                       | 0.01          | 5                        |
| Fe      | 27.1          | 27                              | 5.67          | 6                        | 0.04          | 1                        |
| Ti      | 1.10          | 13                              | 0.23          | 3                        | 0.00          | 1                        |
| Co      | 0.01          | 20                              | 0.00          | 16                       | 0.00          | 15                       |
| S       | 7.10          | 10                              | 1.70          | 2                        | 10.00         | 12                       |
| Cl      | 0.31          | 3                               | 0.28          | 3                        | 3.55          | 30                       |

a b The bulk of material in technogenic emissions is deposited on the soil surface, which is an important component of the urban environment. As a result of the conducted researches in the zone of IrkAZ, the chemical elements according to their distribution in the snow–soil system are categorized by the author into three groups. The first group (F, Al, Na, Mn, and Ba) is characterized by an excess of concentrations in the snow over the respective background values by a factor of 50 or more, and in the snow the exceedance is by a factor of five or more. The second group (Ca, and Cu) exhibits exceedances over the snow and soil background by factors of 25–50 and 3–5, respectively; the third group (Co, Ni, Sr, Mg, Fe, Ti, V, and Cr) shows exceedances over background concentrations in the snow and soil by factors of less than 25 and less than three, respectively. In the topsoil layer, for most elements  $K_k < 5$ ; it is 5–7 for Al, Na, Mn, Ba, and 20 for F.

The most ecologically hazardous pollutant in the soil environment of the city of Shelekhov is fluorine; it accumulates to a maximum extent in the zone of IrkAZ, reaching 10–14 MPC (maximum permissible concentration); in the sanitary-protective zone of the smelter and in its residential districts, it reaches 3–6 and 1–2 MPC, respectively, exceeding the background regional level. With a decrease in the amount of solid pollutants with a distance from the smelter, the amount of water-soluble fluorine remains at a relatively high level; at 6 km from the source it decreases only to MPC in the topsoil layer. There is a decrease for different forms of fluorine by the end of the growing period, which is caused by the soil self-cleaning processes, and by the involvement of the element in the bioproduction process.

Researches of the author into the susceptibility of the soil environment to the effects from IrkAZ revealed a number of properties highly responsive to pollution. Among such indicator properties are the destruction rate of cellulose, urease activity characterizing destruction of organic compounds of nitrogen, soil toxicity, and the availability in the soils of mobile forms of nitrogen, phosphorus, potassium, and organic matter. The quantitative parameters of the aforementioned properties at a distance of up to 0.5 km from the smelter are more than an order of magnitude below the background values, and they approach them with the distance from the source of pollution.

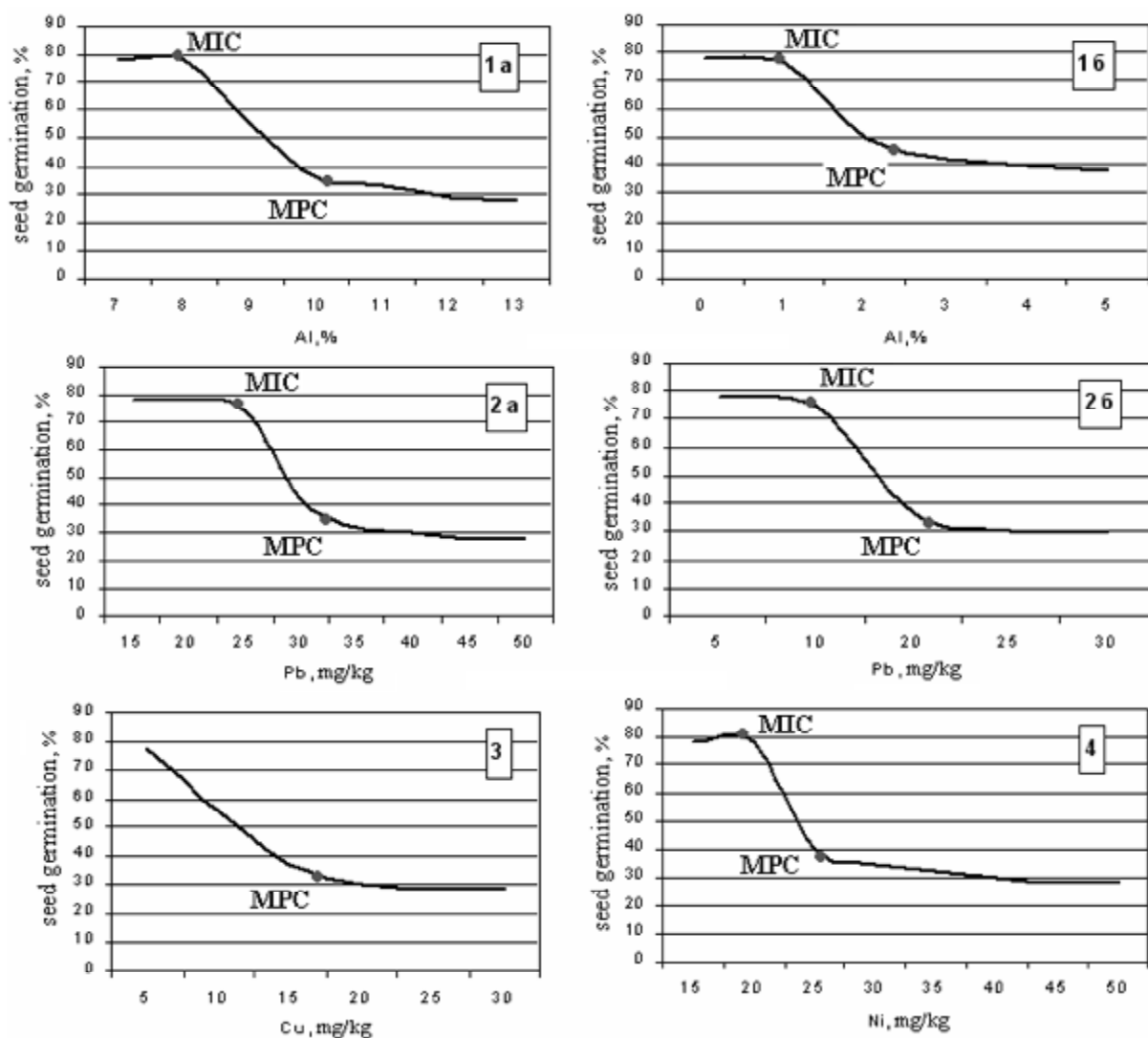


**Figure 1** - The content of strong substance (the rest on the filter or dust) in snow for the winter period of 1996. (A) and 2010 (B) in a zone of influence of IrkAZ,  $g/dm^3$

Urease activity of soils at the distance of 0.5 – 1 – 2 – 6 km from the smelter decreases, respectively, by factors of 11 – 6 – 7 – 3, the content of mobile  $P_2O_5$  and  $NO_3$  drops from 16 mg/100 g to zero and from 8 to 1 mg/100 g, respectively. In the zone of up to within 0.5 km, soil toxicity that is determined from seed germination and from the length of germs of test plants (pine and lettuce) is 30% below the control, which is caused by the high content of the polluting substances (Fig. 2). The soil humus composition revealed a

two-fold decrease in its mobile fraction, i.e. fulvoacids, and a two to three-fold increase in the contribution of fractions bound with calcium and iron oxides. The destruction indicators of organic matter are, to a greater extent, correlated with F and Pb, while contents of mineral nutrients are more correlated with Al, Na, Ba, Pb, and Cu.

As a result of the conducted researches by the author, it is revealed that under conditions differing in the degree of pollution showed that the response of the aforementioned properties (the “dose–effect” principle) was clearly pronounced with regard to an increase in concentrations of F, Al, Na, Ba, Pb, Cu, and Ni in soils. As far as the other elements are concerned, no “dose–effect” relationship was revealed. The ultimate load levels were inferred by identifying critical points on the "load vs. effect" curve that was constructed from sensitive parameters varying in a regular fashion from the content of polluting substances. A critical point is considered to mean the start of the most rapid change in the parameter. The lower critical point on the plot is regarded as the maximum permissible concentration (MPC) of chemical element at which there are taking place changes in the meaningful indices of the soil but they are still reversible. Admissible concentration of chemical elements is indicated by the upper critical point where the changes in the soil parameters that have occurred are no longer reversible. The maximum permissible ecological load implies the lowest of the high loads on the various natural components.



MPC - maximum permissible concentration (lower critical point)  
 MIC - maximum impermissible concentrations (upper critical point)

**Figure 2** - Average seed germination versus Al total (1, a), acid-soluble in 0.1 HCl (1, b), %; Pb total (2, a), acid-soluble (2, b), Cu acid-soluble (3), Ni acid-soluble (4), mg/kg

The values of the “dose–effect” relationship can be used to determine the maximum permissible and maximum impermissible concentrations of elements in soils (the upper and lower critical points on plots, such as shown in Fig. 2). According to the total form, they are in g/kg, respectively: 0.66 and 0.84 for fluorine, 82 and 93 for aluminum, and 24 and 26 for sodium; according to the acid-soluble form in mg/kg: 220 and 580 for fluorine, 9 and 24 for aluminum, and 250 and 480 for sodium. A conversion of the parameters of this relationship determined the maximum permissible and impermissible loads of pollutants in  $t/km^2 \cdot year$ , respectively: 2.2 and 10.2 for solids, 2.4 and 5.2 for fluorine, 19.0 and 42.0 for aluminum, 0.8 and 4.0 for sodium, and 0.04 and 0.84 for barium; in  $kg/km^2 \cdot year$ : 7 and 26 for lead, 5 and 20 for copper, and 2 and 17 for nickel. In view of the existing emissions, the necessary multiplicity of their decrease is as high as a factor of two and 13 for maximum permissible and impermissible loads, respectively.

## CONCLUSIONS

1. The values of the “dose - effect” relationship can be used to determine the maximum permissible and maximum impermissible concentrations of elements in soils. For example, according to the total form, they are in g/kg, respectively: 0.66 and 0.84 for fluorine, 82 and 93 for aluminum, and 24 and 26 for sodium.
2. Properties of soils highly responsive to pollution (indicator properties are) are revealed: the destruction rate of cellulose, urease activity characterizing destruction of organic compounds of nitrogen, soil toxicity, and the availability in the soils of mobile forms of nitrogen, phosphorus, potassium, and organic matter.
3. According to the existing number of technogenic emissions at the plant (IrkAZ), it is necessary to reduce emissions of the polluting substances (on the maximum permissible concentrations (MPC) for various elements) in 0-3.7 times, (on the maximum inadmissible concentrations for various elements) in 1.2 – 26.2 times.

## REFERENCES

- [1] Arinushkina E.V. 1970. Manual on Chemical Analysis of Soils. Publishing house: Moscow University, Moscow, p 489 (in Russian: Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. – М.: МГУ, 1970, 489 с.)
- [2] Ponomareva V.V., Plotnikova T.A. 1975. Methodical instructions by determination of content and structure of a humus in soils (mineral and peat). All-Union academy of agricultural sciences. L. 103 p. (in Russian: Пономарева В.В., Плотникова Т.А. Методические указания по определению содержания и состава гумуса в почвах (минеральных и торфяных). Всесоюзная академия сельскохозяйственных наук. – Л. 1975. – 103 с.)
- [3] Haziyeu F.H. Methods of a soil enzymonologiya. Moscow: Science. Pp. 73-74. (in Russian: Хазиев Ф.Х. Методы почвенной энзимологии. – М.: Наука, 1990. – С. 73-74.)
- [4] Aristovskaya M.A., Chugunova M.V. 1989. Express method of determination of biological activity of soils // Soil science, No. 11: 142-148. (in Russian: Аристовская М.А., Чугунова М.В. Экспресс-метод определения биологической активности почв // Почвоведение, 1989. - № 11. С. 142-148)
- [5] Bioindication of pollution of land ecosystems. 1988. Moscow: World. 348 p. (in Russian: Биоиндикация загрязнений наземных экосистем. – М.: Мир, 1988. – 348 с.)



## Глава II/45: МЕТОД ИЗМЕРЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВ НЕФТЕПРОДУКТАМИ Chapter II/45: Method of Measuring Oil Contamination of Soils

Клара Г. Панкратова\*, Владимир И. Щелоков, Галина А. Ступакова, Елена Э. Игнатьева  
DOI 10.25680/8405.2018.99.49.142

\*Эл. Почта: [kgpan@yandex.ru](mailto:kgpan@yandex.ru)

Всероссийский научно-исследовательский институт агрохимии им. Д.Н. Прянишникова, ул. Прянишникова 31а, 127550 Москва, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Показана применимость БИК-спектроскопии для мониторинга загрязнения почв нефтепродуктами. Исследования проводились в модельных опытах на пробах пахотных почв различных типов с различным механическим составом и содержанием гумуса и минеральных питательных элементов, отобранных в различных районах европейской части России и загрязненных коммерческими нефтепродуктами (бензин, керосин, дизельное топливо, моторное масло). Анализы выполнялись на лабораторных сканирующих БИК-анализаторах. Показано, что влияние типа почвы, влажности и гумусированности может быть уменьшено при включении в калибровочный массив проб во всем диапазоне изменения влияющих параметров. Уровень обеспеченности почв основными питательными элементами и механический состав почвы не влияют на результаты БИК-анализатора. Метод позволяет определять содержание индивидуальных нефтепродуктов, одновременно присутствующих в почве. Метод рекомендуется для оценки загрязнения почв нефтепродуктами в процессе экологического мониторинга.

**Abstract.** The suitability of NIR spectroscopy for monitoring the contamination of soils with oil products was studied. Samples of arable soils of various types and varieties differing in texture and the contents of humus and nutrients sampled from different regions of European Russia were artificially contaminated with commercial oil products (gasoline, kerosene, diesel fuel and motor oil) and analyzed using laboratory-scale scanning diffusion-reflectance NIR analyzers. It was shown that the effect of differences in soil types, soil moisture and humus content can be reduced by including samples in the entire range of the affecting parameters into the calibration set of NIR analyzer. The level of soil supply with the main nutrients (P, K, Ca and Mg) and soil texture have no effect on the results of analysis. The content of a selected oil product in the soil can be determined in the presence of other oil products, if the calibration set of the NIR analyzer included all expectable oil products. The obtained results showed that NIR spectroscopy is a promising technique for monitoring the contamination of soils with oil products.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** почва, нефтепродукты, загрязнение, БИК-спектроскопия.

**Keywords:** soil, oil products, contamination, NIR spectroscopy

### ВВЕДЕНИЕ

Одним из распространенных последствий производственной деятельности человека является загрязнение окружающей среды нефтью и нефтепродуктами.

Загрязнены не только почвы территорий промышленных предприятий, городов и других населенных пунктов, но и сельскохозяйственные угодья, многие годы используемых для выращивания продовольственной продукции. Попадание нефти и нефтепродуктов в почву приводит к глубоким и часто необратимым изменениям её физических, химических и микробиологических свойств. Кроме того, все вещества, входящие в состав нефти и нефтепродуктов, являются токсичными, нередко канцерогенными.

Проведение ремедиационных мероприятий и выбор оптимального метода ремедиации требует предварительной оценки уровня загрязнения.

Основными методами количественного химического анализа, применяемыми в настоящее время для определения нефтепродуктов в почвах в лабораториях АПК РФ, являются гравиметрический, ИК-спектроскопический и флуориметрический. Общими недостатками этих методов являются использование опасных химических реагентов и сложных процедур, а также их довольно большая длительность (до нескольких часов), что затрудняет проведение широкомасштабного мониторинга загрязненных земель [1].

## **ЦЕЛЬ МЕТОДА**

Задачи современного экологического мониторинга требуют разработки метода, применимого для проведения массовых анализов уровня загрязнения почв нефтью (в местах добычи, транспортировки и переработки) и нефтепродуктами (особенно земель сельскохозяйственного назначения). Метод должен соответствовать следующим требованиям:

- экспрессность, дающая большую производительность труда;
- простота подготовительной и измерительной процедур, не требующих высокой квалификации оператора;
- отсутствие токсичных химических реактивов и излучений;
- хорошая воспроизводимость результатов, позволяющая стандартизовать методику выполнения измерений.

Данным требованиям удовлетворяет метод диффузной отражательной спектроскопии в ближней инфракрасной (БИК) области спектра. Поэтому в ФГБНУ ВНИИ агрохимии были проведены исследования по применению БИК-спектроскопии для оценки загрязнения почв нефтепродуктами.

## **ПРИНЦИП И ПРОЦЕДУРА**

БИК-спектроскопия относится к новейшим методам мониторинга объектов окружающей среды и находит все большее применение для оценки показателей качества пищевых, сельскохозяйственных и других продуктов и материалов [2,3].

Основным отличием БИК-спектроскопии от других спектральных методов является практическое отсутствие характеристических пиков поглощения в используемом спектральном диапазоне (800–2500 нм или 12800–4000 см<sup>-1</sup>), что позволяет минимизировать пробоподготовку, исключив стадии растворения и разбавления. Развитие компьютерных технологий способствовало развитию БИК-спектроскопии до широкого количественного применения. Измерительная процедура предельно проста, но методы обработки спектральной информации и калибровки БИК-анализаторов достаточно сложны. Выбор оптимального набора аналитических длин волн и метода математической обработки оптических данных определяется конкретным видом продукции и измеряемыми показателями.

Объектами исследования являлись пробы почв различных типов, различающихся по механическому составу, а также по уровням содержания гумуса и элементов минерального питания растений, отобранные в более чем 200 точках в разных климатических зонах РФ. В качестве нефтепродуктов использовались автомобильный бензин, керосин, дизельное топливо и моторное масло. Исследования проводились в модельных экспериментах на пробах, искусственно загрязненных нефтепродуктами.

Измерения проводились с использованием сканирующих БИК-анализаторов диффузного отражения: Pacific Scientific 6250, NIRSystems 6500 и Labor-MIM Инфрарид-61. Программное обеспечение приборов позволяло исследовать алгоритмы обработки данных, полученных как при сканировании всего БИК-диапазона, так и на отдельных длинах волн (в том числе используемые в моделях БИК-анализаторов с интерференционными фильтрами).

## **РЕЗУЛЬТАТЫ**

Были исследованы основные факторы, которые могут влиять на точность анализа методом БИК-спектроскопии, включая влажность почвы, ее типовой и механический состав, содержание гумуса и питательных элементов, а также способ подготовки проб к анализу и метод калибровки прибора, и найдены способы снижения влияния или учета каждого из этих факторов.

Поскольку каждый компонент влияет на весь спектр образца (рис. 1), для БИК-спектроскопии характерно сильное влияние свойств матрицы на точность анализа. Это влияние может снижаться двумя путями: либо включением в калибровочный массив проб материала с максимальным диапазоном изменения каждого влияющего параметра, либо проведением анализа в условиях, исключающих это влияние.

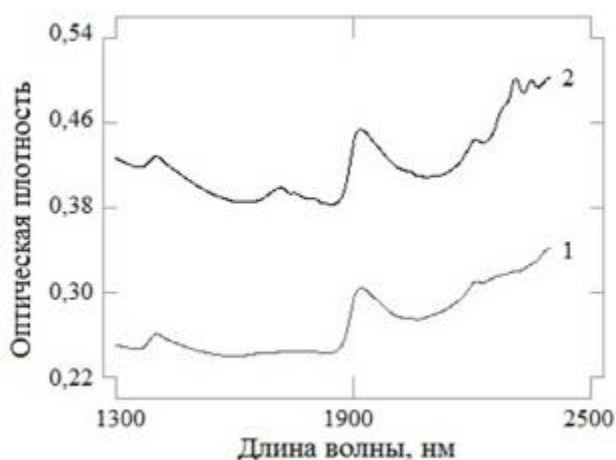
Исследования основных факторов, влияющих на определение содержания нефтепродуктов в почвах, показали, что использование единой калибровки для всех типов почв позволит оценивать степень загрязнения почв нефтепродуктами без предварительного анализа их типовой принад-

лежности, однако результаты не будут точными из-за существенно различных свойств почвенных матриц. Раздельная калибровка для двух групп почв (органо-минеральных и органических) позволяет получить лучшие результаты. Для исключения влияния гумуса следует проводить калибровку БИК-анализатора во всем диапазоне его содержания в анализируемых пробах. Использование локального калибровочного уравнения для конкретной почвы также улучшает результаты определения.

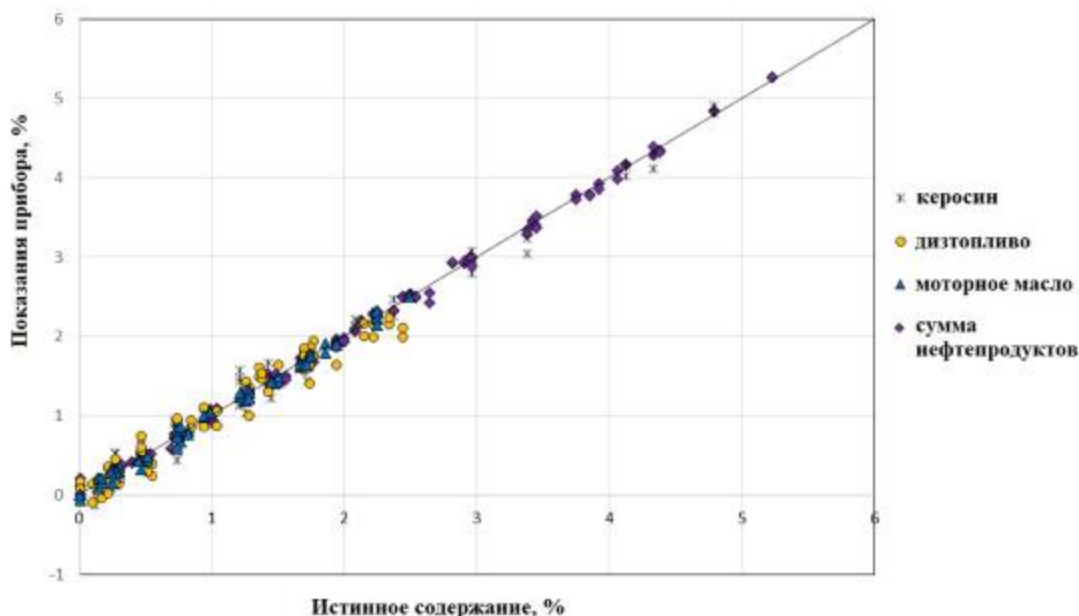
Проведение калибровки на сухих пробах почвы приводит к снижению точности определения содержания нефтепродукта во влажных пробах. Ошибка измерения может быть снижена при калибровке прибора с использованием влажных проб почвы либо корректировке существующей калибровки по массиву влажных проб.

Различия в механическом составе почв не влияют на точность определения содержания нефтепродуктов в почвах, также как и обеспеченность почв Р, К, Са и Mg.

Кроме экспрессности и экологичности, несомненным достоинством БИК-спектроскопии является возможность определения индивидуальных нефтепродуктов при их совместном нахождении в почве (рис. 2).



**Рисунок 1** – Спектры незагрязненной серой лесной почвы (Luvic Phaeozem (Clayic)) (1) и почвы, содержащей 5% нефтепродукта (2).



**Рисунок 2** – Результаты определения содержания керосина ( $r = 0,993$ ,  $n = 78$ ), дизельного топлива ( $r = 0,975$ ,  $n = 76$ ) и моторного масла ( $r = 0,997$ ,  $n = 74$ ), одновременно присутствующих в почве (для суммы нефтепродуктов  $r = 0,999$ ,  $n = 140$ ).

Однако в этом случае калибровочный массив также должен содержать все нефтепродукты, которые могут находиться в анализируемой почве.

Метод практически не имеет ограничений по верхнему пределу диапазона измерений и может использоваться для оценки степени загрязнения не только сельскохозяйственных почв, но и других видов угодий, включая земли, подвергнутые нефтяному загрязнению в местах добычи, транспортировки и переработки нефти.

### **ЗАКЛЮЧЕНИЕ**

1. Метод диффузной отражательной спектроскопии в ближней ИК-области является перспективным для мониторинга больших площадей, загрязненных нефтепродуктами в диапазоне от 0,2%.
2. Механический состав почв и их обеспеченность элементами минерального питания не влияют на точность метода.
3. Влияние других факторов (тип почвы, влажность, содержание гумуса, метод измельчения) может быть существенно снижено при включении соответствующих проб в калибровочный массив.
4. Метод позволяет определять содержание индивидуальных нефтепродуктов, одновременно присутствующих в почве.
5. Метод рекомендуется для оценки загрязнения почв нефтепродуктами в процессе экологического мониторинга.

### **ЛИТЕРАТУРА**

- [1] Ступакова, Г.А., Панкратова, К.Г., Щелоков, В.И., Игнатъева Е.Э. К вопросу обеспечения единства измерений при оценке содержания нефтепродуктов в почвах. Плодородие, 2011, № 1 (58), с. 24-25
- [2] Burns, D.A., Ciurczak, E.W. (eds) 2008. Handbook of near-infrared analysis, third edition (practical spectroscopy), CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
- [3] Pankratova, K. G., Shchelokov, V. I., Stupakova, G. A., Sychev, V.G. 2016. Study of the Suitability of NIR Spectroscopy for Monitoring the Contamination of Soils with Oil Products. In: Mueller, L., Sheudshen, A. K., Eulenstein, F. (eds) Novel Methods for Monitoring and Managing Land and Water Resources in Siberia. Springer Water. p. 327-343

## **Глава II/46: ЗАГРЯЗНЕНИЕ СТЕПНЫХ ЛАНДШАФТОВ ФТОРИДАМИ ПРИ ПРИЗВОДСТВЕ АЛЮМИНИЯ**

### **Глава II/46: Pollution of Steppe Landscapes by Fluorides in the Production of Aluminum**

**Нина Д. Давыдова**

DOI 10.25680/9486.2018.35.17.143

Эл. Почта: [davydova@irigs.irk.ru](mailto:davydova@irigs.irk.ru)

Институт географии им. В. Б. Сочавы СО РАН, ул. Улан-Баторская, 1, 664033, Иркутск, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Интенсивность загрязнения ландшафтов устанавливалась по уровню накопления поллютантов в снежном покрове. Выявлены основные химические элементы - загрязнители (F, Na, Al, Ni) среди которых приоритетным является фтор как наибольший по массе поступления в ландшафты и токсичности. Раскрыты механизмы первичной и вторичной дифференциации поллютантов в ландшафтах. Особое внимание уделено фторидам. Выявлены особенности миграции-аккумуляции фторидов в почвах степных ландшафтов. Рассчитаны техногенные нагрузки элементов - загрязнителей, величина которых превышает фоновые значения в десятки и сотни раз. Проведено нормирование нагрузок фтора, поступающего в составе растворимых и малорастворимых техногенных веществ относительно предельно допустимой концентрации (ПДК = 10 мг/кг F<sup>-</sup>) методом сопоставления карт, отображающих содержания фторид-иона и валового фтора в почвах, накопившихся за 30-ти летний период и карт нагрузок фтора.

**Abstract.** The intensity of pollution of landscapes was studied by the level of accumulation of pollutants in the snow cover. The main chemical elements - pollutants (F, Na, Al, Ni) have been identified among which fluorine is the priority as the largest in terms of mass flow to landscapes and toxicity. The mechanisms of primary and secondary differentiation of pollutants in landscapes are revealed. Particular attention is paid to fluorides. The features of migration-accumulation of fluorides in soils of steppe landscapes are revealed. The technogenic loads of the pollutant elements, whose magnitude exceeds the background values tens and hundreds of times, are calculated. Normalization of fluorine loadings in the composition of soluble and slightly soluble human-made substances with respect to the maximum permissible concentration (MPC = 10 mg / kg F<sup>-</sup>) was made by comparing maps showing the content of fluoride ion and total fluoride in soils accumulated over a 30-year period and maps of fluoride loads.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** снежный покров, поллютанты, нагрузки фтора, почва, растения  
**Keywords:** snow cover, pollutants, fluoride loads, soil, plants

## ВВЕДЕНИЕ

Поступление загрязняющих веществ через атмосферу на территорию, прилегающую к промышленным предприятиям, является одной из причин, вызывающей изменение геохимического фона, что проявляется в ухудшении качества воздушной и водной сред, деградации почв, снижении их плодородия и качества сельскохозяйственной продукции. Наиболее это заметно в зонах локального распространения поллютантов от крупных источников эмиссий, оказывающих свое существенное воздействие далеко за пределами санитарных зон.

**Цель исследования** - показать, что современные технологии заводов-гигантов по производству алюминия недостаточно экологичны и длительная их эксплуатация приводит к образованию техногенных геохимических аномалий.

## ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Исследования проведены в зоне распространения пылегазовых эмиссий Саяногорского Хакасского заводов по производству алюминия, расположенных в Южно-Минусинской котловине в междуречье Абакана и Енисея (Койбальская степь), на второй надпойменной террасе левого берега р. Енисей, в 15 км к северу от подножия гор Западного Саяна.

Сбор полевых материалов и оценка влияния поллютантов на компоненты ландшафтов проводили (с 2005 по 2015 гг.) по широкой комплексной программе, основанной на принципах и методах геохимии ландшафта [1, 2, 3].

С целью оценки потока техногенных веществ, поступающих на поверхность почвы от заводов, определения их химического состава и дальности распространения на исследуемой территории осуществляли мониторинг загрязнения снежного покрова сначала по радиально-лучевой системе от источника эмиссий с отражением индикативных количественных показателей на картах, в дальнейшем на ключевых участках. Отбор проб снега проводился в 3-5-ти кратной повторности на всю глубину снежного пласта с определенной учетной площади в полиэтиленовые пакеты пластиковым цилиндром [4].

Количественный химический анализ состава твердых малорастворимых аэрозолей (взвесей), талой воды, почв, почвенных растворов, золы растений выполнялся в сертифицированном химико-аналитическом центре Института географии им. В.Б. Сочавы СО РАН с использованием приборной базы Байкальского центра коллективного пользования и соответствующих утвержденных методик [4]. Пробы анализировали на содержание 20-ти химических элементов – Si, Al, Fe, Ca, Mg, K, Na, Ti, Mn, P, F, Sr, Ba, Zn, Cu, Ni, Cr, Co, Pb, V, водные растворы дополнительно - на катионно-анионный состав.

Для оценки изменения уровней содержания поллютантов в исследуемых объектах зоны загрязнения применялись коэффициенты концентрации ( $K_c = C_a / C_f$ ) и рассеяния ( $K_r = C_f / C_a$ ), где  $C_f$  и  $C_a$  соответственно концентрации элемента в образцах фона и зоны загрязнения. Коэффициенты концентрации использовали далее при расчете индекса суммарного загрязнения  $Z_c = \sum_{i=1}^n K_c - (n - 1)$ , где  $n$  - количество химических элементов с  $K_c > 1,5$  [5]. Санитарно-гигиеническая оценка токсичности поллютантов проводилась относительно ПДК химических веществ для почв [6], воды [7] и растений [8].

## ВЫЯВЛЕНИЕ ЭЛЕМЕНТОВ-ЗАГРЯЗНИТЕЛЕЙ, ИХ НАГРУЗКИ, УРОВНИ СОДЕРЖАНИЯ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ФТОРИДОВ В КОМПОНЕНТАХ ЛАНДШАФТОВ

**Снежный покров.** Сравнительный анализ массовой доли химических элементов твердого вещества, выпадающего вблизи заводов и почв фона, показал повышенное количество в аэрозолях семи элементов (нижний индекс - Кс):  $F_{23}Ni_{15,9}Al_{5,6}V_{2,5}Cu_{2,5}Zn_2Co_{1,9}Sr_{1,5}$ . Потенциальный индекс суммарного загрязнения (Zc) почвы составляет 47 у.е., высокий и опасный.

В жидкой фазе снега вблизи завода по отношению к условному фону снеговой воды выделяется многочисленная ассоциация поллютантов, состоящая из 16 элементов - Кс -  $F_{524,3}Al_{434,9}Na_{76,3}Ni_{59,8}Mn_{13,4}Sr_{13,3}Ca_{12,1}Mg_{11,4}Si_{6,9}Zn_{6,1}Ba_{4,5}K_{3,3}Fe_{2,9}V_{2,5}Pb_{1,8}Co_{1,8}$ , где Zc = 1159. Индекс загрязнения снежного покрова, очень высокий и чрезвычайно опасный. На удалении 5-6 км величина этого показателя заметно уменьшается. Среди элементов-загрязнителей наибольшими коэффициентами аномальности выделяются - F, Al, Na, Ni.

**Нагрузки.** Увалистая поверхность заметно влияет на первичное распределение поллютантов в ландшафтах. Повышенная масса аэрозольных выпадений отмечается на наветренных склонах и вершинах. В ветровой тени их меньше. Более заметно такая закономерность проявляется в отношении водорастворимых фторидов. По массе поступления на подстилающую поверхность приоритетные поллютанты малорастворимой и растворимой частей техногенного потока сопоставимы, кроме Al твердой составляющей, количество которого примерно на порядок больше меняясь в пространстве от 50 до 0,6 т /км<sup>2</sup> в год (табл. 1).

**Почвы.** При поступлении в почву техногенное вещество рассеивается и трансформируется. Наибольшие изменения касаются фторидов, содержание которых может уменьшаться на 70-80%, но, несмотря на высокую миграционную способность фтора, он постепенно накапливается в почвах в условиях степи. В первый пятилетний период (1985-1990 гг.) после пуска Саяногорского завода по производству алюминия повышенные содержания поллютанта в почвах отмечались преимущественно в пределах санитарно-защитной зоны (2,5 км) и к северо-востоку от нее на расстоянии 3-4 км [9]. Спустя 25 лет территория загрязнения расширилась, концентрации фтора выросли, превышая уровень фона в 2-5 раз. Так, в 2 км от заводов верхний слой (0-10 см) черноземов дисперсно-карбонатных обогатился водорастворимым F<sup>-</sup> до 3,5 ПДК, на расстоянии 5-7 км - до 1ПДК (10 мг/кг). Возросла и мощность загрязненного слоя почв с 2-3 до 10-15 см [4].

**Таблица 1-** Нагрузки поллютантов на ландшафты (кг/км<sup>2</sup> в год) на разном удалении от заводов, км

| Расстояние       | 0,5                  | 1       | 2       | 4       | 6       | Расстояние | 0,5                      | 1         | 2         | 4        | 6        |
|------------------|----------------------|---------|---------|---------|---------|------------|--------------------------|-----------|-----------|----------|----------|
| Элемент          | Растворимое вещество |         |         |         |         | Элемент    | Малорастворимое вещество |           |           |          |          |
| F <sup>-</sup>   | 199<br>0             | 88<br>0 | 36<br>0 | 26<br>0 | 18<br>0 | F          | 130<br>0                 | 830       | 330       | 180      | 15<br>0  |
| Na <sup>+</sup>  | 102<br>0             | 45<br>0 | 16<br>0 | 13<br>0 | 90      | Na         | 810                      | 502       | 195       | 113      | 82       |
| Al <sup>3+</sup> | 820                  | 31<br>0 | 15<br>0 | 11<br>0 | 60      | Al         | 390<br>88                | 262<br>50 | 102<br>87 | 603<br>0 | 46<br>92 |

Черноземы текстурно-карбонатные увалов (кроме участков, находящихся в ветровой тени) загрязняются поллютантами с большей интенсивностью (особенно на вершинных поверхностях и наветренных склонах), так как получают большие нагрузки и имеют суглинистый гранулометрический состав и плотное сложение, нежели хорошо дренируемые почвы долины р. Енисей, подстилаемые песком и галькой. Повсеместно загрязнен фторидами гумусовый слой почв. Подгумусовый горизонт до глубины 30-40 см обычно содержит наименьшее количество поллютанта. Повышенная его аккумуляция проявляется с 40-50 см в горизонте САТ. В почвах вершинных поверхностей слой, обогащенный водорастворимым F<sup>-</sup> до 2ПДК, прослеживается на глубину 130-150 см. Накопление этого элемента в нижних горизонтах проявляется и в аллювиальной темногумусовой засоленной почве озерных депрессий. На удалении 10,5 км от заводов существенному загрязнению подвергаются трудно проницаемые для водных растворов черноземы текстурно-карбонатные солонцеватые южных склонов увалов, обращенные к заводам по производству алюминия. В солонцовом горизонте может содержаться более 1ПДК водорастворимого F<sup>-</sup>. Высо-



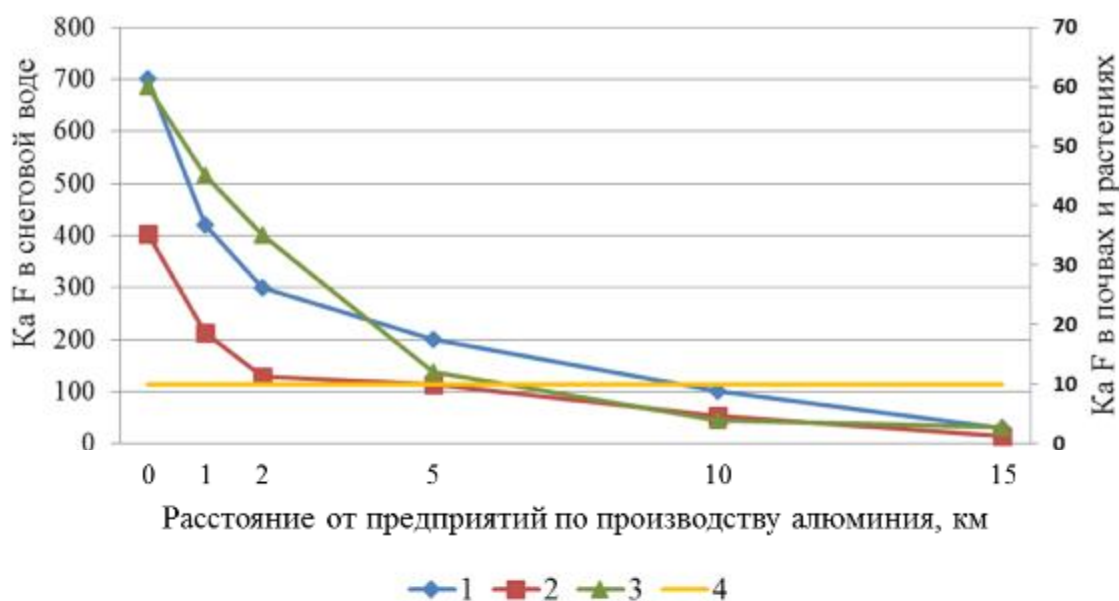
кую аккумулятивную способность к фтору проявляют торфянистые и засоленные горизонты почв.

**Нормирование техногенных нагрузок** проведено с ориентацией на ПДК водорастворимых фторидов в почве методом сопоставления карт, отображающих содержание фторид-иона и валового фтора, накопившихся в почве за 30-ти летний период и карт соответствующих им нагрузок (табл. 2).

**Фторидная геохимическая аномалия.** Ландшафты сформированных техногенных геохимических аномалий выделяются значительным, по сравнению с фоном увеличением содержания химических элементов в их компонентах. Количественно они определяются с помощью коэффициента аномальности ( $K_a$  или  $K_c$ ). Для фтора в качестве порогового значения была принята его величина равная 10. Установлено, что на исследуемой территории превышение содержания фтора в 10 раз (в снеге 150-200 раз) наблюдается в основных компонентах ландшафтов на расстоянии до 5-6 км от алюминиевых заводов ОАО «РУСАЛ Саяногорск», что свидетельствует о наличии фторидной геохимической аномалии (рис. 1).

**Таблица 2-** Критерии оценки загрязнения почвенного покрова фторидами (по фтору)

| Критерий     | Нагрузка, т/км <sup>2</sup> в год |                 | Содержание в почве, мг/кг |         |
|--------------|-----------------------------------|-----------------|---------------------------|---------|
|              | Формы нахождения                  |                 |                           |         |
|              | Водорастворимая                   | Малорастворимая | Водорастворимая           | Валовая |
| Допустимый   | 0,10                              | 0,12            | 10                        | 500     |
| Критический  | 0,30                              | 0,20            | 20                        | 800     |
| Недопустимый | 0,50                              | 0,80            | 30                        | 1000    |
| Фон          | 0,005                             | 0,02            | 1,5                       | 400     |



**Рисунок 1.** Коэффициент техногенной аномальности ( $K_a$ ) фтора в компонентах ландшафтов: снежном покрове (1), почвенном растворе (2), растениях (3), пороговый индекс равный 10 (4)

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Выявлены основные элементы-загрязнители - F, Al, Na, Ni, сопутствующие - Mn, Sr, Ca, Mg, второстепенные - Cu, Zn, Ba. Приоритетным среди них является F.
2. На территории, прилегающей к заводам, элемент-токсикант присутствует во всех компонентах ландшафтов: атмосферном воздухе, снежном покрове, дождевой воде, растениях, твердой фазе почв, почвенных растворах и грунтовых водах депрессий.
3. Дальность переноса основной массы элементов-загрязнителей 25-30 км в направлении северо-восток, восток со смещением в долину р. Енисей.
4. Первичный поток поллютантов в составе техногенных веществ в большем количестве оседает на вершинах, наветренных склонах и в лесных массивах. Наименьшее количество веществ по-

ступает на поверхность в условиях ветровой тени и на поверхность открытых пахотных земель.

5. В результате вторичного латерального перераспределения поллютантами в большей степени обогащаются ландшафты засоленных депрессий и торфянистые слои супераквальных ландшафтов.
6. Радиальная миграция элементов-загрязнителей в почвах сложный процесс, который зависит от индивидуальных физико-химических свойств элементов, свойств почв и факторов природной среды. Для процессов миграции-аккумуляции фтора важным являются почвенно-геохимические барьеры, такие как органогенный, сорбционный, седиментационный, испарительный, где он накапливается.
7. Рассчитаны индексы суммарного загрязнения снежного покрова, почвенных растворов, твердой фазы почв, растений. Потенциальная геоэкологическая обстановка оценена как высокая и опасная. Рассчитаны поэлементные нагрузки. Проведено нормирование нагрузок фтора на почвы. В качестве критической нормы принято поступление суммарного количества фтора 5 кг/га в год.
8. Полученные результаты указывает на необходимость снижения пылегазовых эмиссий на заводах ОАО "РУСАЛ Саяногорск" с применением мониторингового сопровождения. Они могут служить основой для интегральной оценки эколого-геохимической опасности на территории с производством алюминия, проведения зонирования по степени экологического риска и ориентации на снижение выбросов в атмосферу при модернизации и разработке новых технологий производства алюминия.

#### ЛИТЕРАТУРА

- [1] Глазовская М.А. Геохимические основы типологии и методики исследования природных ландшафтов. 2-е изд. Смоленск - Москва: Ойкумена, 2002. 288 с.
- [2] Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. М.: Астрель – 2000», 999.763 с.
- [3] Давыдова Н. Д., Знаменская Т. И., Лопаткин Д. А. Ландшафтно-геохимический подход в решении проблем загрязнения природной среды // Сибирский экологический журнал. 2014. № 3. С. 449–458.
- [4] Давыдова Н. Д., Знаменская Т. И., Лопаткин Д. А. Выявление химических элементов-загрязнителей и их первичное распределение на территории степей юга Минусинской котловины // Сибирский экологический журнал. 2013. Т. 20. № 2. С. 285–294.
- [5] Саэт Ю.Е., Смирнова Р.С. Геохимические принципы выявления зон воздействия промышленных выбросов в городских агломерациях // Вопросы географии. М.: Мысль, 1983. Сб. 120. С. 45-55.
- [6] ГН 2.1.7.2041-06. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве: Гигиенические нормативы. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. 15 с.
- [7] Приказ Федерального агентства по рыболовству от 18.01.2010 № 20 "Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения" М., 2010. 214 с.
- [8] Временный максимально допустимый уровень (МДУ) содержания некоторых химических элементов в кормах для сельскохозяйственных животных и кормовых добавках (утвержденные ГУВ Госагропрома СССР 07.08.87 N 123-4/281-7 и согласованные с заместителем Главного государственного санитарного врача СССР 19.08.87).
- [9] Сараев В.Г. Содержание фтора в почвах Минусинской котловины в зоне воздействия алюминиевого завода. Почвоведение. 1993. № 2. С. 94-97.
- [10] Давыдова Н.Д. Транслокация техногенного фтора в растения степей юга Минусинской котловины // Успехи современного естествознания. 2016. № 8-0. С.173-177.

## Глава II/47: ФОРМИРОВАНИЕ ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫХ ЛАНДШАФТОВ ПРИ РАЗРАБОТКЕ МЕСТОРОЖДЕНИЯ КАЛИЙНЫХ СОЛЕЙ

### Chapter II/47: Formation of Natural-Technogenic Landscapes at Potash Mining Deposits

Елена А. Хайрулина\*<sup>1</sup>, Лариса В. Новоселова<sup>1</sup>, Игорь Е. Шестаков<sup>1</sup>, Анна А. Богуш<sup>2</sup>

DOI 10.25680/3964.2018.90.74.144

\*Эл. Почта: [khayrulina@psu.ru](mailto:khayrulina@psu.ru)

1.Пермский государственный национальный исследовательский университет, 614990 Пермь, Russia.

2.Департамент гражданской, экологической и геофизической инженерии Университетский Колледж Лондона, E1 6QG, Великобритания.

**РЕЗЮМЕ.** На примере Верхнекамского месторождения калийно-магниевых солей рассмотрены особенности формирования природно-техногенных ландшафтов. На основе комплексного ландшафтно-геохимического подхода выявлено, что основной спецификой воздействия разрабатываемых калийных месторождений является преобладание легкорастворимых солей в отходах производства. Формирование Na-Cl подземных вод активизирует процессы выщелачивания и ионного обмена в системе вода-порода, вследствие чего в подземных и поверхностных водах на фоне высокого уровня хлоридного загрязнения увеличиваются содержания кальция, магния, сульфатов и железа. Техногенное воздействие калийной промышленности наиболее остро проявляется в долинных ландшафтах, где формируются наземные сульфидные солончаковые ландшафты и аквальные сильносолончатые хлоридно-натриевые ландшафты. Высокое содержание водорастворимых солей в почвах и аквальных ландшафтах вызывает смену зональных видов на солеустойчивые.

**Abstract.** The features of natural-technogenic landscapes formation are considered on the example of the Verkhnekamsk landfill of potassium-magnesium salts. On the basis of the complex landscape-geochemical approach, it was determined that the main specificity of the impact of the potassium deposits is soluble salts from production wastes. The contaminated Na-Cl groundwater promotes leaching and ion exchange processes in the water-rock system leading to increase the contents of calcium, magnesium, iron, and sulphate in the groundwater and surface waters. The technogenic impact of the potash industry is strongly developed in the valley landscapes, where ground-based sulfide solonchak landscapes and aquatic heavily saline chloride-sodium landscapes are formed. The high content of water-soluble salts in soils and aquatic landscapes caused a transformation of zonal species to salt-tolerant ones.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** калийная промышленность, сульфидные солончаки, выщелачивание, ионно-обменные процессы, взаимодействие вода-порода

**Keywords:** potash mining, sulfide solonchak, leaching, ion exchange processes, water-rock interaction

#### ВВЕДЕНИЕ

Специфика загрязнения при разработке полезных ископаемых складывается в зависимости от геохимии месторождения, технологических особенностей и природных условий, которые могут усиливать или нейтрализовать экологический эффект загрязнения. Для калийных месторождений геохимическими особенностями являются высокая растворимость руды и вмещающих пород. Кроме породообразующих минералов карналлита  $KMgCl_3 \cdot 6H_2O$  и сильвина  $KCl$ , реже кизерита  $MgSO_4$  встречаются скопления глинистого материала, карбонаты, сульфаты и алюмосиликаты, в которых концентрируются элементы-примеси [1].

Технология калийного производства сопровождается накоплением значительного количества отходов разного фазового состава, которые и являются основным источником загрязнения окружающей среды [2]. Несмотря на высокие технологические показатели при производстве хлористого калия до 70 % всей добытой руды [3] складывается на поверхности в солотвалах, шламохранилищах и рассолоборниках, либо используется в качестве закладочного материала в выработанных пространствах. На примере территории Верхнекамского месторождения калийно-магниевых солей (ВКМКС) Пермского края – одного из крупнейших калийных месторождений в мире – рассмотрены особенности формирования природно-техногенных ландшафтов.

## МЕТОДЫ

Комплексные ландшафтно-геохимические исследования включали отбор проб почвы, донных отложений, поверхностных и подземных вод, описание растительности с выделением солеустойчивых видов. Химический анализ включал проведение общего анализа поверхностных и подземных вод, водной вытяжки почв и донных отложений. В почвах и донных отложениях проводился минералогический анализ. Минералогический анализ выполнен на бинокулярном микроскопе Nikon 104 (Япония). На различном удалении от источников засоления изучены биотические компоненты аквальных экосистем. Проведен анализ видового состава планктонных зооценозов, бактериопланктона и наличие солеустойчивых видов водорослей.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Экологическая обстановка на месторождении складывается в результате рассеивания загрязнителей воздушным и водным миграционными потоками в окружающей среде. Поступление загрязнителей в атмосферу незначительно и связано, в основном, с деятельностью обогатительных фабрик и развеиванием вещества солеотвалов. Приоритетными загрязнителями в выбросах являются хлорид калия, хлорид натрия и взвешенные вещества. Именно эти вещества формируют локальные площадные техногенные аномалии с повышенной минерализацией почвенного покрова с ареалами засоленных почв [4, 5].

Обилие атмосферных осадков и расчлененность рельефа изучаемой территории обеспечивает высокую степень водной миграции химических элементов. В связи с этим, основной поток загрязнителей в ландшафты на территории исследования поступает с водной миграцией водорастворимых солей и примесей. Формирующиеся водные потоки, характеризуются хлоридно-натриевым составом, минерализацией от 30 до 400 г/л. Содержание хлоридов составляет свыше 50 % от общей минерализации вод, калия – от 1 до 20 %, натрия – 20 – 40 %, сульфатов – 1 – 5 %.

В районе воздействия солеотвалов и шламоохранилищ минерализация подземных вод, выходящих на поверхность в виде родников, превышает 11 г/л, концентрация хлоридов увеличивается до 7 г/л, натрия до 2,5 г/л и калия до 1,2 г/л при pH 7,1. В формировании химического состава поверхностных и подземных вод большую роль играют процессы ионного обмена и выщелачивания. Засоленные подземные воды более активно, чем пресные воды растворяют карбонатные и сульфатные минералы в породах, что приводит к увеличению содержания кальция, магния, сульфатов в соленых родниках и реках. Фильтрация засоленных подземных вод через обогащенные железом горные породы приводит к увеличению содержания  $Fe^{2+}$  в подземных водах.

Высокоминерализованные подземные воды поступают в более глубокие водоносные горизонты или разгружаются в ближайшие дрены, определяя трансформацию химического состава приповерхностной гидросферы на значительной территории [6, 7].

В районе воздействия солеотвалов и шламоохранилищ гидрокарбонатно-кальцевая фация природных поверхностных вод сменяется на хлоридно-натриевую. Минерализация поверхностных вод достигает 50 г/л, концентрация хлоридов увеличивается до 9,0 г/л, натрия до 3,0 г/л и калия до 1 г/л при pH 7,5. В результате поступления засоленных подземных вод формируются нейтральные и слабощелочные сильносолончатые хлоридно-натриевые трансаквальные ландшафты рек.

Аквальные биотопы подвергаются существенной трансформации. В поверхностных водах с минерализацией свыше 5 г/л основу планктонных зооценозов составляют галофильные виды коловраток и копепод (определение выполнено Е.А. Коняевой), имеющие широкое географическое распространение и типичные для мелководных солончатоводных водоёмов Европейской части России. На некоторых участках доминируют коловратки *Brachionus plicatilis* (Muller) [8], обитающие в основном в соленых озерах и составляющие более 99 % общей биомассы и 97 % общей численности сообщества. Копеподы в засоленных водах были представлены рачками *Diacyclops bisetosus* (Rehberg) [8]. Рачки обеспечивают 48 % общей биомассы и 16 % общей численности сообщества.

В местах близкого залегания высокоминерализованных подземных вод в долинах рек формируются ареалы засоленных почв [5], что приводит к появлению специфических природно-техногенных ландшафтов на фоне зональных кислых таежных ландшафтов. Усиливают эффект воздействия подземных вод на долинные ландшафты и процессы заболачивания. Причиной техногенного заболачивания могут быть оседание земной поверхности в результате подработки подземного пространства или поднятие уровня подземных вод в результате строительства объектов хвостового хозяйства. Близкое залегание  $Na - Cl$  подземных вод в долине реки приводит к резкому повышению содержания в долинных почвах  $Cl^-$ ,  $K^+$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $Na^+$ . Сумма токсичных солей составляет

1,5 %, что соответствует «очень сильной» степени засоления. Содержание хлоридов в водной вытяжке почв увеличивается по сравнению с фоновыми почвами в 400 раз, натрия в 200 раз, калия в 7 раз.

Засоление почв сопровождается гибелью типичных таежных видов растений и стимулирует захват освобождающихся экотопов солеустойчивыми ассоциациями. Растительность представлена, в основном, луговыми сообществами с антропогенными видами (Щучка дернистая *Deschampsia cespitosa* (L.) Beauv., Полевица тонкая *Agrostis tenuis* Sibth, Мятлик луговой *Poa pratense* L., Борщевик сибирский *Heracleum sibirica* L., Ежа сборная *Dactylis glomerata* L., Тысячелистник обыкновенный *Achillea millefolium* L., Бодяк щетинистый *Cirsium setosum* (Willd.) Bess., Пырей ползучий *Agropiron repens* (L.) Beauv., Вероника длиннолистная *Veronica longifolia* L., Лисохвост луговой *Alopecurus pratensis* L., Подмаренник северный *Galium boreale* L., Горошек мышинный *Vicia cracca* L.). Из уникальной флоры обнаружен Триостренник морской (*Triglochin maritimum* L.). Характерным местом обитания данного растения являются увлажненные соленые почвы на северных морских побережьях и солончаках.

При наличии площадной разгрузки подземных вод или заболачивании проективное покрытие резко снижается до 20-30 %, а в некоторых случаях до полного исчезновения растительного покрова. На этих участках формируются специфические сульфидные солончаковые ландшафты (Рисунок 1).



**Рисунок 1** – Сульфидные солончаковые ландшафты в местах площадной разгрузки засоленных подземных вод

В местах выхода на поверхность или при близком залегании обогащенных железом высокоминерализованных подземных вод встречаются абралиты, представляющие собой вскрытый минеральный материал суглинистого и супесчаного состава, лишенный гумусированного слоя. Верхний горизонт абралитов характеризуется охристым цветом и отсутствием растительного покрова.

На поверхности почвенного покрова, в условиях окислительного режима двухвалентное железо рассолов окисляется с образованием гидрогетита, гетита, магматита и разнообразных железистых образований. Минеральный анализ верхнего горизонта почв (мощностью 0-2 см.) показал, что содержание железистых образований достигает 85 % от нерастворимой части пробы, а ожелезненных растительных остатков – 20 %. Органический материал, остатки диатомовых водорослей из кремнистого материала часто покрыты оксидами и гидроксидами железа и обогащены Са, Сl с примесью Mg, Na, K, Al, P и S.

В нижнем почвенном горизонте, мощностью 15-30 см, в результате деятельности сульфатредуцирующих бактерий происходит образование сероводорода (до 17,0 мг/кг), значение окислительно-восстановительного потенциала  $E_h$  снижается (-156 – -197), развиваются резко восстановительные условия. Вероятней всего, ниже кислородного геохимического барьера происходит формирование гидротроилитового горизонта. В природных условиях гидротроилит – водный сульфид железа – образуется в сульфатных водоёмах степной и пустынной зон, где развивается десульфуризация и продуцируется  $H_2S$ .

Ниже гидротроилитового горизонта расположен горизонт с глеевой обстановкой. Низкое содержание органики не позволяет развиваться сероводородной обстановке.

Распределение солей в почвенном профиле свидетельствует о связи содержания солей с подземными водами. В верхнем горизонте почв на испарительном геохимическом барьере содержание  $Cl^-$  и  $Na^+$  возрастает в 5 раз, а сумма токсичных солей в почве достигает 16,95%.

В зонах воздействия солевых отходов миграция и трансформация техногенных солей идут в нетипичных для природной зоны условиях промывного и водозастойного водного режима. Засоление почв при этом достигает уровня солончаковости, вплоть до формирования вторичных солончаков. В долинных ландшафтах на аллювиальных породах, испытывающих воздействие подотваль-ных и рассолоподъемных вод гумусовые, перегнойно-глеевые почвы, и глееземы сочетаются с солончаковатыми и солончаковыми аналогами, а также с солончаками вторичными.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Основной спецификой воздействия разрабатываемых калийных месторождений является преобладание легкорастворимых солей в отходах производства.
2. Техногенные стоки шламохранилищ и солеотвалов формируют *Na-Cl* техногенные подземные воды, которые активизируют процессы выщелачивания и ионного обмена в системе водопорода интенсивнее, чем при фильтрации природных пресных вод. Вследствие этого в подземных и поверхностных водах на фоне высокого уровня хлоридного загрязнения увеличиваются содержания кальция, магния, сульфатов и железа.
3. Техногенное воздействие калийной промышленности наиболее остро проявляется в долинных ландшафтах, где формируются наземные сульфидные солончаковые ландшафты и аквальные сильносолончатые хлоридно-натриевые ландшафты. Для них характерно засоление почвенного покрова, вплоть до образования солончаков вторичных, формирование сероводородной обстановки в донных отложениях и почвах, появление «железных шляп», преобладание в наземных и аквальных ландшафтах солеустойчивых видов растительности и планктонных сообществ.

**Благодарности:** Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проект № 15-05-07461) и Минобрнауки России проект (№ 5.6881.2017).

## ЛИТЕРАТУРА

- [1] Кудряшов А. И. Верхнекамское месторождение солей. Пермь: ГИ УрО РАН, 2001. 429 с.
- [2] Бачурин Б. А., Бабоско А. Ю. Эколого-геохимическая характеристика отходов калийного производства // Горный журнал. 2008. № 10. С. 88 – 91.
- [3] Сандаков В. Т. Основные результаты экологической политики в ОАО «Сильвинит» // Горный журнал. 2008. № 10. С. 96 – 97.
- [4] Еремченко О. З., Четина О. А., Кусакина М. Г., Шестаков И. Е. Техногенные поверхностные образования зоны солеотвалов и адаптация к ним растений. Пермь, 2013. 148 с
- [5] Хайрулина Е. А. Формирование экологической обстановки при разработке месторождения калийных солей // Проблемы региональной экологии, №4, 2015. С. 140-145
- [6] Лепихин А. П., Мирошниченко С. А. Техногенное воздействие Соликамско-березниковского промузла на поверхностные водные объекты // Горный журнал. 2008. № 10. С. 92 – 96.
- [7] Юй Лю, Лехов А. В. Моделирование изменения фильтрационных параметров загипсованных пород при фильтрации рассолов // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. – 2012. – № 6. – С. 551 – 559.
- [8] Крайнев Е. Ю. Распределение зоопланктона реки Яйвы и некоторых её притоков // Рыбохозяйственные водоемы России. Фундаментальные и прикладные исследования: Междунар. науч. конф., посвящ. 100-летию ГосНИОРХ. – СПб.: ГосНИОРХ, 2014. – С. 459-469.



## Основная глава 6.3 Эрозия почв Main Chapter 6.3 Soil Erosion

### Глава II/48: ИЗМЕРЕНИЕ И ОЦЕНКА ЭРОЗИИ ПОЧВ В РЕЗУЛЬТАТЕ СНЕГОТАЯНИЯ Chapter II/48: Measuring and Assessing Snowmelt Erosion

Александр С. Чумбаев \*, Анатолий А. Танасиенко

DOI 10.25680/7597.2018.78.77.145

\*Эл. Почта: [chas3079@gmail.com](mailto:chas3079@gmail.com)

Институт почвоведения и агрохимии, пр. Академика Лаврентьева 8/2, 630090, Новосибирск, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Описаны основные факторы развития эрозии почв в период снеготаяния в Западной Сибири и даны методы их диагностирования. Для измерения самого процесса эрозии почв во время снеготаяния описаны полевые методы определения таких параметров как: объем стока талых вод, количество дней с активным стоком снеготалых вод, температура и мутность талых вод. Представлены диагностические признаки последствий эрозии почв после снеготаяния – объемы отчуждения твердой фазы почвы талыми водами и изменение мощности гумусового горизонта. Описанные методы исследования эрозии почв во время снеготаяния отличаются простотой использования и не требуют применения точного и дорогостоящего оборудования в полевых условиях.

**Abstract.** The main factors of soil erosion development during the snowmelt period in Western Siberia are described and methods for their diagnosis are given. To measure the process of soil erosion during snow melting we describe field methods for determining such parameters as: the volume of runoff of thawed waters, the number of days with active drainage of snowmelted waters, the temperature of the water flow and the turbidity of the meltwaters. The diagnostic features of the consequences of soil erosion after snow melting are presented - the volumes of alienation of the solid phase of the soil by melt water and the change in the thickness of the humus horizon. The described methods of studying soil erosion during snow melting are easy to use and do not require the use of precise and expensive equipment in the field.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** эрозия почв, снеготаяние, поверхностный сток талых вод, методы измерения факторов и составляющих процесса эрозии почв, Западная Сибирь, эродированные почвы.

**Keywords:** Soil erosion, snow melting, surface runoff of meltwater, methods for measuring factors and components of soil erosion, Western Siberia, eroded soils.

#### ВВЕДЕНИЕ

Эрозия является наиболее распространенным и опасным видом деградации почв во всем мире. Эрозионные процессы вызывают губительные для человека и окружающей среды последствия, так как угрожают самому существованию почвы как основному средству сельскохозяйственного производства и незаменимому компоненту биосферы [1]. В глобальном масштабе 80% сельскохозяйственных угодий подвергаются умеренной и сильной эрозии, потери почвы от которой, в среднем, составляют около 30 т/га в год [2]. Эрозия почвы снижает производительность сельского хозяйства и, по оценкам, сократила глобальную валовую ежегодную сельскохозяйственную продукцию на 10% [3].

Склоновые территории, расположенные в высокоширотных и высотных районах северного полушария, подвержены дополнительному риску развития водной эрозии из-за замерзания почвы в зимний период. Ранней весной частично оттаявшие замороженные почвы подвержены ускоренной водной эрозии под действием снеготалых вод.

Осадки, выпадающие в Западной Сибири в теплый период года, составляют 200 – 500 мм, но эрозионное воздействие оказывают только дожди высокой интенсивности. Однако, в связи с тем, что на территории Западной Сибири ливни выпадают узким фронтом и не ежегодно, летние осадки производят кратковременное эрозионное воздействие на почву. В силу частичной защищенности почвы растениями эродирующее воздействие ливней в количественном отношении намного слабее весеннего смыва почв талыми водами.

В Западной Сибири эрозия почв развивается преимущественно под влиянием снеготалых вод, т.к. холодный период здесь длится до 6 месяцев, а осадков в виде снега выпадает от 70 до 200 мм, и

которые стаивают за очень короткий срок (в среднем 5-7 дней). Развитие процесса эрозии почв на данной территории зависит от ряда факторов, а именно: 1) влажности почвы в предзимье и непосредственно перед снеготаянием; 2) количества снеготалых вод за холодный период; 3) глубины промерзания почвы; 4) погодных условий во время снеготаяния. Изучение самого процесса эрозии почв требует фиксации основных составляющих его параметров: объема поверхностного стока талых вод, количества дней с активным стоком снеготалых вод и температуры водного потока. Смыв, переотложение и вынос талыми водами твердой фазы почвы отмечаются в мутности талых вод – наличие тонкодисперсных взвесей в талой воде на протяжении периода снеготаяния.

## **МЕТОДЫ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ОСНОВНЫХ ФАКТОРОВ РАЗВИТИЯ ЭРОЗИОННЫХ ПРОЦЕССОВ**

Для изучения развития процесса эрозии почв ключевые участки предпочтительно закладывать на различных позициях ландшафта – вблизи приводораздельных пространств (с незэродированными или целинными почвами), на трансэлювиальной (со слабо-, средне- и сильносмытыми почвами) и трансаккумулятивной позициях (со смыто-намытыми и намытыми почвами).

### **1. *Определение влажности почв в предзимье, начале и в течение снеготаяния.***

С целью выявления намерзания парообразной влаги в нижней части почвенного профиля в течение холодного периода гидрологического года и фиксации перераспределения влаги по почвенному профилю, в осенне-зимнее время необходимо определить запасы влаги в профиле незэродированных и эродированных почв. Влажность почв определяют весовым методом. Почвенные образцы отбирают почвенным буром через каждые 10 см до глубины 150 см в трехкратной повторности для мониторинга суточной динамики влажности в почвенном профиле. Непосредственно перед началом периода снеготаяния проводят контрольные измерения влажности почв. После появления поверхностного стока талых вод на контрольных точках проводят ежедневный двухкратный (утром и вечером) отбор почв на влажность. После окончания снеготаяния на изучаемой территории вычисляют количество влаги поступившей в почвенный профиль с поверхностным стоком.

### **2. *Определение снеготалых вод за холодный период.***

Изучение объема стока талых вод требует точных сведений о запасах воды в снежном покрове. Запас воды в снежном покрове – это общее количество воды в твердом и жидком виде перед формированием весеннего половодья. Наиболее точные снеготалые запасы определяются маршрутными снегомерными съемками, проводимыми перед началом снеготаяния (на юге Западной Сибири это II-III декада марта). К этому сроку запасы воды в снеге достигают максимальных значений.

Натурные наблюдения за снегораспределением и запасами воды в снеге проводят путем сплошных снегомерных съемок по параллельным маршрутам, пересекающим водосбор через каждые 100 м. Высота снега определяется снегомерной рейкой длиной 160 см через каждые 5 м. Плотность снежного покрова ( $\text{г/см}^3$ ) и запас воды в снеге (мм) определяют с помощью снегомера ВС-1 через каждые 100 м в двукратной повторности (Рисунок 1). Снегомер фиксирует запас воды в снеге в конкретной точке наблюдения, а также высоту снежного покрова. Располагая данными о запасах воды в снеге и высоте снежного покрова, рассчитывают плотность снега. Запас воды в снеге на водосборной площади определяется путем перемножения средней арифметической величины плотности снежного покрова на среднюю высоту снега на том или ином элементе водосбора [4].

### **3. *Определение глубины промерзания почв за холодный период.***

Термический режим почв ключевых участков за холодный период изучается на временных температурных площадках, которые сооружаются с осени. Для этого бурят ряд скважин глубиной 40, 60, 80, 100, 120, 140 и 160 см, куда помещают пластиковые трубы (герметично закрытые металлической крышкой с нижнего конца) соответствующей длины. Затем, в каждую трубу вставляется деревянная штанга с закрепленным на ее конце ртутным метеорологическим термометром в специальном пластиковом крепеже и автономным регистратором температуры, например DS-1921G «Termochron». Автономный регистратор фиксирует температуру почв через заданные промежутки времени, что позволяет получить точную картину температурного режима изучаемых почв за весь холодный период. Ртутные метеорологические термометры используются для контроля. Глубиной промерзания почвы мы читаем глубину проникновения  $0\text{ }^{\circ}\text{C}$ , при которой замерзает гравитационная влага.



**Рисунок 1** – Определение высоты снежного покрова (А) и запаса воды в снеге с помощью снегомера ВС-1 (В).

А

В

#### 4. *Погодные условия во время периода снеготаяния.*

На юге Западной Сибири в период таяния снежного покрова главную роль играет тепло воздуха и прямая солнечная радиация [5]. По характеру весенних погод и их синоптических условий, а также по признаку преобладания одного из двух главных факторов таяния, весенние погоды юга Западной Сибири подразделяются на три типа: радиационный, адвективный, а также смешанный с адвективно-радиационным и радиационно-адвективным подтипами. Длительность снеготаяния, интенсивность стока талых вод и смыв твердой фазы почвенного материала на склоновых поверхностях контролируется именно типом весенних погод.

Радиационный тип характеризуется солнечной тихой погодой при быстром нарастании положительных температур воздуха днем и сохранении отрицательных температур ночью, а также, как правило, нарастанием во время снеготаяния внутрисочвенной ледяной прослойки. Весенние погоды такого типа обладают высокими модулями и наибольшими объемами поверхностного стока и смыва почв в короткий промежуток времени (5 – 7 дней).

Адвективному типу весенней погоды свойственно постепенное нарастание положительных температур днем и сохранение низких отрицательных температур ночью. Чередование низкой и высокой облачности в светлое время суток определяет длительный период снеготаяния (14 – 27 дней). При таком затяжном снеготаянии внутрисочвенная ледяная прослойка успевает разрушиться, температура почвенного профиля к концу снеготаяния принимает положительные значения. Поверхностный сток талых вод в подобных условиях невысокий.

Адвективно-радиационный и радиационно-адвективный подтипы весенних погод характеризуются постепенным нарастанием положительных температур воздуха днем, низкими отрицательными ночными температурами и возвратом холодов. Последний может продолжаться от 1 до 5 дней и повторяться несколько раз за один весенний период. При этих типах весеннего снеготаяния обычно наблюдается пасмурная ветреная погода с прояснениями при возврате холодов. Снеготаяния при таких подтипах погоды длится 7-15 дней.

#### **ПОЛЕВЫЕ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ОСНОВНЫХ СОСТАВЛЯЮЩИХ ПРОЦЕССА ЭРОЗИИ ПОЧВ**

Количество дней с активным поверхностным стоком талых вод, объем стока талых вод и их температура в течение периода снеготаяния, а также количество твердой фазы почвы, смытой талыми водами, являются наиболее важными показателями в изучении процесса эрозии почв и определяются непосредственно в полевых условиях.

Поверхностный сток талых вод изучается как на временных стоковых площадках (площадью, в среднем, 500 м<sup>2</sup>), так и на элементарном естественном водосборе (ложбины стока) небольшой площади (10 – 15 га) (Рисунок 2). День с первыми признаками поверхностного стока талых вод (капли в створе стоковой площадке или слой воды на поверхности почвы в нижней части ложбины стока) отмечается как первый день активного поверхностного стока. Последним днем поверхностного стока талых вод считается день, когда на изучаемом склоне отсутствуют какие-либо признаки стекания талых вод по поверхности почвы, как на временных стоковых площадках, так и в ложбинах стока.

Температура талых вод напрямую влияет на скорость оттаивания почв и дальнейшую способность этих почв впитывать талые воды. Чем выше температура талой воды, тем больше мощность оттаившего пахотного слоя, находящегося в так называемом тиксотропном (текущем) состоянии из-за пересыщения этого слоя талой водой. Температура воды фиксируется ртутными термометрами,

одновременно с измерениями показателей часового объема стока талых вод, в нижнем створе временных стоковых площадок и в нижней части ложбин стока. Для определения суточной динамики температуры талых вод можно использовать автономный регистратор «Термоchron».

Объем стока талых вод определяется ежечасно в течение светового дня на протяжении всего периода снеготаяния, как на временных стоковых площадках, так и на элементарном естественном водосборе. Сначала определяют одномоментную интенсивность стока талых вод, затем рассчитывают объем стока за час [6, 7]. В течение одного дня интенсивность стока талых вод широко варьирует. Суммируя объем стока в течение каждого часа, рассчитывается объем стока талых вод за 1 день. Поскольку снеготаяние длится несколько дней, суммируется объем стока вод за период снеготаяния.



**Рисунок 2** – Временная стоковая площадка (А) и элементарный естественный водосбор (ложбина) (В)

## ОЦЕНКА ПОСЛЕДСТВИЙ ЭРОЗИИ ПОЧВ

Эрозия (от лат. Erosio – разъедание), процесс разрушения горных пород и почв водным потоком, перемещение продуктов разрушения и их переотложение [8]. Для оценки последствий эрозии почв необходимо зафиксировать количество почвенного материала, что переносится потоками талых вод и выносятся за пределы исследуемых полей. Для этого необходимо в нижней части ложбин стока (а для контроля - на временных стоковых площадках) ежечасно определять мутность водного потока - показатель, характеризующий уменьшение прозрачности воды в связи с наличием неорганических и органических тонкодисперсных взвесей. Для определения мутности водного потока ежечасно отбирают пробы талых вод в 1-литровые полиэтиленовые банки и в конце дня доставляют в лабораторию, где в этот же день отделяют твердую фазу почвы от жидкой с помощью фильтрования, либо центрифугированием. Затем рассчитывается количество твердого осадка вынесенного талыми водами за час, сутки. В конце снеготаяния данные суммируются и рассчитывается количество твердой фазы почвы, перемещенной талыми водами за весь период снеготаяния.

В настоящее время вследствие длительного использования наиболее хозяйственно ценных почв, доминирующих в структуре почвенного покрова Сибири, - черноземов, широко распространенных на склонах, наблюдается интенсификация эрозионных процессов. Рассмотренные особенности условий проявления процессов смыва позволили установить, что ни запасы воды в снеге, ни выпадение обильных ливней еще не свидетельствуют об уровне проявления эрозионных процессов – они создают лишь условия формирования поверхностного стока талых и ливневых вод. Об интенсивности развития эрозионных процессов можно судить по количеству твердых продуктов стока и отчуждению в них гумуса.

Для оценки интенсивности смыва почвы М.Н. Заславским [9] предложена следующая шкала, основанная на ежегодном отчуждении твердой фазы почвы: слабый смыв – ежегодные потери почвы – 2–5 т/га; средний смыв – 5–10 т/га; сильный смыв – 10–20 т/га и очень сильный смыв – среднегодовые потери почвы превышают 20 т/га.

Общим критерием оценки подверженности почв эрозии выступает размерность уменьшения мощности верхних (гумусовых) горизонтов почвенного профиля. Оценивая степень эродированности западносибирских почв по уменьшению мощности гумусовой части их профиля, мы исходили из допущения, что до освоения целинных (принятых за эталон) почв верхняя, наиболее гумусирован-

ная, часть профиля состояла из полного набора генетических горизонтов – А+АВ+В<sub>1</sub> [10; 11]. Если мощность горизонта А в почвах склона, учитывая уровень варьирования, меньше таковой эталонных почв, то такие почвы относили к слабоэродированным. Если в пахотный слой частично вовлекается горизонт АВ, то такие почвы относили к категории среднеэродированных. Когда же в пахотный слой полностью вовлечен горизонт АВ, а верхняя часть профиля в данный момент состоит из смеси горизонтов А, АВ и В<sub>1</sub>, то это означает, что исходный горизонт А удален эрозионными процессами и такие почвы относятся к категории сильноэродированных.

В условиях крутосклонного рельефа до 60 % твердых продуктов стока [12] откладывается в нижней части склона, на шлейфах, в ложбинах и балках, формируя преимущественно полугидроморфные слабонамытые лугово-черноземные почвы.

Продукты твердого стока содержат различное количество биогенных элементов, участвующих в формировании почвенной структуры и обеспечения элементами питания возделываемых культур. Среди этих элементов важнейшая роль принадлежит С (гумусу), N, P, K, Na, Ca, Mg. Эти же биогенные элементы находятся в жидкой фазе поверхностного стока. Особенно высокое их содержание наблюдается в начальной и конечной фазе стока, когда длительность контакта талых вод с поверхностью слегка оттаявших почв максимальна.

## **ЗАКЛЮЧЕНИЕ**

1. В Западной Сибири, одним из ведущих процессов деградации почв является водная эрозия, которая развивается преимущественно под влиянием снеготалых вод, т.к. холодный период здесь длится до 6 месяцев, в течение которых накапливается от 70 до 200 мм твердых осадков.
2. Для изучения процесса эрозии почв во время снеготаяния необходимо в полевых условиях определять объем поверхностного стока талых вод, температуру снеготалых вод в течение периода снеготаяния и количество твердой фазы почвы, вынесенной талыми водами за пределы сельскохозяйственных полей.
3. Трансформация полнопрофильных (неэродированных) черноземов в эродированные сопровождается снижением мощности гумусового горизонта и профиля в целом, утяжелением гранулометрического состава пахотного слоя средне- и сильноэродированных почв вследствие вовлечения в него иллювиального горизонта, обогащенного илом. Эродированные черноземы отличаются меньшими запасами гумуса, азота, фосфора.

## **ЛИТЕРАТУРА**

- [1] Добровольский Г.В. Тихий кризис планеты // Вестник Российской Академии. 1997. Т. 67, № 4. С. 313-320.
- [2] Pimentel, D. 2006. Soil erosion: A food and environmental threat. *Environ. Dev. Sustain.* 8: 119-137.
- [3] Lal, R. 1998. Soil erosion impact on agronomic productivity and environment quality. *Crit. Rev. Plant. Sci.* 17: 319-464.
- [4] Танасиенко А.А., Чумбаев А.С. Условия формирования льдистого экрана в эродированных черноземах Западной Сибири // Почвоведение. 2010. № 4, с. 450-460.
- [5] Рутковская Н.В. Таяние и сход снежного покрова на юго-востоке Западно-Сибирской низменности // Снежный покров, его распределение и роль в народном хозяйстве. – М.: Изд-во АН СССР, 1962. – 272 с.
- [6] Tanasienko, A.A., Yakutina, O.P., Chumbaev, A.S. 2009. Snowmelt runoff parameters and geochemical migration of the elements in the dissected forest-steppe of West Siberia. *Catena* 78, pp. 122-128.
- [7] Chumbaev, A.S., Tanasienko, A.A. 2016. Measuring snowmelt in Siberia: Causes, Process and Consequences. *Novel methods for monitoring and managing land and water resources in Siberia.* Springer., pp. 213-231.
- [8] Большая Российская энциклопедия. Энциклопедический словарь. – М.: Большая Российская энциклопедия, 2011. – 1519 с.
- [9] Заславский М.Н. Эрозия почв. – М.: Мысль, 1979. – 255 с.
- [10] Хмелев В.А., Танасиенко А.А. Черноземы Кузнецкой котловины. – Новосибирск: Наука. Сиб. отд-ние, 1983. – 256 с.
- [11] Танасиенко А.А. Эродированные черноземы юга Западной Сибири. – Новосибирск: ВО «Наука». Сибирская издательская фирма, 1992. – 152 с.
- [12] Голосов В.Н. Эрозионно-аккумулятивные процессы и баланс наносов в бассейне р. Протвы // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5. Геогр. – 1988. – № 6. – С. 19 – 25.

**Глава II/49: ОЦЕНКА ТЕМПОВ ЭРОЗИИ ПОЧВ В РАЗЛИЧНЫХ ЛАНДШАФТНЫХ ЗОНАХ ЕВРОПЕЙСКОЙ ЧАСТИ РОССИИ**  
**Chapter II/49: Evaluation of Soil Erosion Rates in Different Landscape Zones of the European Part of Russia**

**Валентин Голосов\*<sup>1,2</sup>; Леонид Литвин<sup>2</sup>**

DOI 10.25680/3840.2018.70.78.146

\*Эл. Почта: [gollossov@gmail.com](mailto:gollossov@gmail.com)

1. Казанский федеральный университет, ул. Кремлевская, 18, 420000, Казань, Россия

2. Московский Государственный Университет имени М.В. Ломоносова, Ленинские Горы, 1, 119991, Москва, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Количественная оценка темпов смыва почвы за два временных интервала (1980 г. и 2012 г.) проведена на основе использования модифицированного USLE (для периода дождевого стока) и модели Государственного Гидрологического института (для периода снеготаяния) для различных ландшафтных зон Европейской части России. Выявлено сокращение среднегодового смыва с 7,3 до 4,1 т/га в год в лесной зоне и с 4,1 до 3,3 т/га в год в лесостепной зоне и некоторый рост интенсивности смыва в степной зоне с 3,9 до 4,6 т/га в год. Сокращение темпов смыва в лесной зоне обусловлено ростом доли пашни под многолетними травами и снижением темпов смыва в период снеготаяния. В лесостепи практически прекратился сток воды в период снеготаяния, тогда как в южной части степной зоны вырос смыв в период выпадения ливневых дождей. Суммарные объёмы смыва почвы сократились повсеместно в связи с уменьшением площади пашни. Выявленный тренд подтверждается результатами оценки изменения густоты овражной сети в ключевых речных бассейнах различных ландшафтных зон за этот же период и результатами полевых исследований изменений темпов аккумуляции наносов в днищах сухих долин и на поймах малых рек.

**Abstract** A quantitative estimate of the soil erosion rates for two time intervals (1980 and 2012) was carried out using modified version USLE (for the period of rainwater runoff) and the model of the State Hydrological Institute (for the period of snow-melt) for various landscape zones in the European part of Russia. The average annual soil losses was reduced from 7.3 to 4.1 t/ha per year in the forest zone and from 4.1 to 3.3 t/ha per year in the forest-steppe zone and a certain increase in the erosion rates in the steppe zone from 3.9 to 4.6 t/ha per year. Reduction in the erosion rate in the forest zone is observed due to the increase in the share of arable land under perennial grasses and a decrease in the surface runoff during the snow-melt. In the forest-steppe, the surface water runoff during the snow-melt practically stopped, whereas in the southern part of the steppe zone the erosion rates increase during rainfall season. The total volume of soil losses was reduced everywhere due to a decrease in the area of arable land. The revealed trend is confirmed by the results of the assessment of changes in the density of the gully network in key river basins of various landscape zones during the same period and by the results of field studies of changes in sedimentation rates in the bottoms of dry valleys and on floodplains of small rivers.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** темпы смыва почв, тренд, обрабатываемые земли, густота овражной сети, Европейская часть России

**Keywords:** soil erosion rate, trend, cultivated lands, gully density, European part of Russia

### **ВВЕДЕНИЕ**

В пределах Европейской части России включает Русскую равнину, горы Кавказа на юге и Уральские горы на востоке. Большая часть сельскохозяйственных земель расположена в южной половине Русской равнины, в основном в южной части лесной зоны, лесостепной и степной ландшафтных зонах. Эрозия почвы в европейской части России наблюдается в период весеннего снеготаяния в марте-апреле и после сильных дождей в теплую часть года (май-октябрь). Однако наибольший смыв происходит во время выпадения сильных дождей со слоем осадков более 50 мм, а также при выпадении весенних дождей на оттаявшую с поверхности землю в период снеготаяния. Медведев и Шабаев [1] зафиксировали темпы смыва 53,5 т га<sup>-1</sup> в течение весны 1974 года на Приволжской возвышенности, когда выпало много дождей в период снеготаяния. Аналогичная ситуация на прибрежной равнине Азовского моря вызвала эрозию 25 т га<sup>-1</sup> за одно событие [2]. 20-21 августа 1976 года 192 мм осадков привели к образованию промоин длиной 200 м, шириной 2 м



и глубиной 0,2-0,3 м и потерям почвы около 50-100 т га<sup>-1</sup> на площади 2000 га в Курской области [3]. Около 55 мм осадков в Тульской области, выпавшие в течение двух часов 10 августа 1997 года способствовали потерям почвы 22-59 т га<sup>-1</sup> [4]. Такие эрозионные события с периодом возврата 10-20 лет дают 70-80% от общих потерь почвы с пашни. Однако оценка среднегодовых потерь почвы для всей площади Русской равнины возможна только на основе применения эрозионных моделей.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Темпы смыва в теплую часть года (май-октябрь) для европейской части России были рассчитаны с использованием модифицированной версии Универсального Уравнения Эрозии Почв (USLE) [5,6]. Потери почвы в период снеготаяния были определены на основе использования модели Российского государственного гидрологического института [6]. Проверка расчетов по моделям на основе полевых данных показала хорошие результаты [7]. Расчеты проводились для 1980 и 2012 годов, поскольку в последние 30-35 лет произошло серьезное землепользование и климатические изменения, которые повлияли на темпы эрозии почв. Информация о метеорологических характеристиках и изменениях севооборотов за последние 30-35 лет была собрана для расчета эрозионного индекса осадков, поверхностного стока во время таяния снега и почвозащитных коэффициентов на периоды снеготаяния и ливневого стока для разных ландшафтных зон и для разных интервалов времени. Аналогичные характеристики параметров рельефа (коэффициент LS) и эрозия почвы были использованы для обоих периодов. Возможные изменения LS-фактора из-за уменьшения площади обрабатываемых земель не учитывались в расчетах. Независимые данные об динамике изменений плотности действующих оврагов и тренды изменений темпов переотложения наносов в различных зонах аккумуляции по пути их транспортировки от обрабатываемых склонов до русел рек используются для подтверждения выявленных тенденций изменения темпов смыва.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Было установлено, что ежегодные потери почвы сократились во всех ландшафтных зонах из-за уменьшения площади пахотных земель (Табл. 1 и 2). В период с 1980 по 2012 год среднегодовые темпы смыва снизились с 7,3 т га<sup>-1</sup> год<sup>-1</sup> до 4,1 т га<sup>-1</sup> год<sup>-1</sup> в лесной зоне, главным образом из-за уменьшения коэффициентов поверхностного стока во время снеготаяния и увеличения площади посевов однолетних и многолетних трав.

**Таблица 1** – Изменения площади пахотных земель в различных ландшафтных зонах Европейской части России между 1980 г. и 2012 г. [8].

| Ландшафтная зона Европейской части России | Площадь пашни в 1980 году,<br>10 <sup>3</sup> га | Площадь пашни в 2012,<br>10 <sup>3</sup> га | Изменение площади пашни в 2012<br>(1980 г. 100%),<br>(+/-) % |
|---|--|---|--|
| Лесная зона                               | 20789.9  | 9222.1                                      | -55.6  |
| Лесостепная зона                          | 33286.4  | 23978.1                                     | -28.0  |
| Степная зона                              | 38544.8  | 27894.3                                     | -27.6  |
| В целом Европейская части России          | 92621.2  | 61094.5                                     | -34.0  |

Небольшое снижение темпов смыва отмечено в лесостепной зоне и более значительное увеличение интенсивности эрозии почв выявлено в степной зоне (Табл. 2). Усиление эрозии в степной зоне произошло из-за увеличения повторяемости сильных ливней. Среднегодовые темпы смыва значительно различаются для разных административных регионов Европейской России в зависимости от основных параметров рельефа, противозэрозионной устойчивости почв и расположения пашни. Удмуртская Республика, расположенная на юге таежной зоны, и Ставропольский край, расположенный на юге Европейской России вблизи гор Кавказа, были двумя районами с самым высокими среднегодовыми темпами смыва (до 10 т га<sup>-1</sup>) в 1980 году [9]. Однако изменения землепользования и климатические изменения, наблюдавшиеся с середины 1980-х - начала 1990-х го-

дов, привели к серьезному снижению темпов смыва в Удмуртской Республике. С другой стороны, темпы эрозии в Ставропольском крае увеличились главным образом из-за увеличения числа сильных ливней. Мониторинговые наблюдения в Удмуртской Республике в течение 1978-2016 гг. показывают очень четкий понижающий тренд годового роста оврага с 2,1-2,2 м в конце 1970-х годов до 0,3 за последние 20 лет [10].

**Таблица 2** – Сравнение среднегодовых темпов смыва и ежегодных потерь почвы с пашни в 1980 и 2012 годах [8]

| Ландшафтные зоны (подзоны) Европейской части России (без горных территорий) | Средне-годовые темпы смыва в 1980 году, т га <sup>-1</sup> год <sup>-1</sup> | Средне-годовые темпы смыва в 2012, т га <sup>-1</sup> год <sup>-1</sup> | Изменения среднегодовых темпов смыва *, (+/-) % | Суммарные потери почвы в 1980 году, 10 <sup>3</sup> т | Суммарные потери почвы в 2012 году, 10 <sup>3</sup> т | Изменения суммарных потерь почвы * (+/-) % |
|---|--|---|---|---|---|--|
| Северная и среднетаёжная подзона  | 6.5  | 4.0   | -38.4   | 6131.5  | 1809  | -70.5                                      |
| Южнетаёжная подзона   | 7.3  | 4.1   | -44.0   | 145032  | 35966   | -75.2                                      |
| Лесная зона в целом   | 7.3  | 4.1   | -43.8   | 151163  | 37791   | -75.0                                      |
| Лесостепная зона  | 4.1  | 3.3   | -19.4   | 136450  | 79277   | -41.9                                      |
| Степная зона  | 3.9  | 4.6   | 18.7  | 148618  | 127663  | -14.1                                      |
| В целом Европейская часть России  | 4.7  | 4.0   | -15.0   | 436231  | 244831  | -43.9                                      |

\* – отношение 1980 к 2012

Оценка густоты действующих оврагов проводилась для типичных речных бассейнов, расположенных в разных частях лесостепной ландшафтной зоны Европейской России на основе результатов дешифрирования аэрофотоснимков и спутниковых изображений высокого разрешения. Результаты сравнения свидетельствуют о значительном уменьшении числа действующих оврагов в течение последних десятилетий, если сравнить их густоту с густотой оврагов в 1990 году (Табл. 3) [11]. Есть две основные причины этой тенденции, а именно: сокращение площади пахотных земель за последние 25 лет и уменьшение поверхностного стока от склонов во время снеготаяния из-за потепления климата (Рис.1). Кроме того, уменьшение площади водосбора оврагов из-за регрессивного отступления вершин оврагов также является возможной причиной уменьшения густоты овражной сети. Аналогичная тенденция была обнаружена для южной части лесной ландшафтной зоны: в Вятско-Камском междуречье [12] и в средней части бассейна реки Протва (Калужская область) (личное сообщение С. И. Болысова).

На основе использования в качестве маркеров изотопа цезия-137 глобального и Чернобыльского происхождения установлено значительное снижение темпов аккумуляции (при сравнении средне-многолетних темпов аккумуляции за периоды 1963-1986 и 1986-2015 гг.) в днищах сухих долин водосборов первого порядка с полностью обрабатываемыми междуречными склонами [13]. Это явное указание на фактическое снижение темпов эрозии почв с пахотных склонов



**Рис.1.** Овраги на левом борту р. Большая Погромка (Оренбургская область), бассейн р. Самары, прекратившие свой рост. На снимке отчётливо видны задернованные борта оврагов, указывающие на отсутствие проявления активных экзогенных процессов.

**Таблица 3** – Густота овражной сети в некоторых типичных речных бассейнах различных ландшафтных зон Европейской России в 1990 и 2015 годах [11].

| Речной бассейн             | Административный регион | Ландшафтная зона  | Густота овражной сети, км <sup>2</sup> |          |
|----------------------------|-------------------------|-------------------|--|----------|
|                            |                         |                   | 1990 год                               | 2015 год |
| Меша                       | Татарстан               | Юг лесной         | 0.56                                   | 0.04     |
| Улема                      | Татарстан               | Север лесостепной | 0.8                                    | 0.09     |
| Ведуга-1, Девица, Ведуга-2 | Воронежская область     | Лесостепная       | 0.8                                    | 0.02     |
| Медведица                  | Саратовская область     | Север степной     | 0.43                                   | 0.01     |
| Самара                     | Оренбургская область    | Степная           | 0.26                                   | 0.02     |

водосборов. Аналогичная тенденция снижения темпов аккумуляции была выявлена при оценке отложений наносов на поймах малых рек за два временных интервала (1964-1986 и 1986-2008 гг.) также с использованием <sup>137</sup>Cs в качестве маркера [14]. Было обнаружено, что между этими периодами скорость осаждения снижалась в 3-5 раз на большинстве пойм рек, дренирующих центральную часть Русской равнины. Вероятно, это обусловлено сокращением поверхностного стока со склонов во время весеннего снеготаяния и, как следствие, с более низкими уровнями и продолжительности затопления поймы в период половодья в последние десятилетия. Это также сопровождалось уменьшением потерь почвы с пашни из-за более слабого поверхностного стока в период снеготаяния.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Современные темпы смыва почв на возделываемых землях Русской равнины составляют около 3-4 т / га в год для основных ландшафтных зон. Они уменьшились с 1980 года в лесной и лесостепной зонах главным образом за счет уменьшения поверхностного стока в период снеготаяния.

2. Увеличение площади обрабатываемых земель под однолетними и многолетними травами является другой важной причиной снижения темпов смыва почв в лесной ландшафтной зоне.
3. Суммарные потери почв снизились на 44% (если потери почв в 1980 году принимать за 100%) во всех ландшафтных зонах с максимальным снижением (75%) в лесной ландшафтной зоне за счет сокращения площади обрабатываемых земель.

#### ЛИТЕРАТУРА

- [1]Медведев И.Ф., Шабаетв А.И. 1991. Эрозионные процессы на пашне Приволжской возвышенности. Почвоведение, 11, 61-69.
- [2]Полужтков Е. В. 1984.Эрозия почв на Дону и меры борьбы с ней. Ростов-на-Дону: Изд-во Ростов. ун-та, 164 с.
- [3]Герасименко, В.А., Рожков, А.Г. 1976. Выдающийся ливень в ЦЧО и проявление эрозионных процессов. Науч.-техн. Бюл. по проблеме «Защита почв от эрозии». Курск: ВНИИЗиЗП, Вып. 4(11). с. 13-18.
- [4]Belyaev, V.R., Golosov, V.N., Kislenco, K.S., Kuznetsova, J.S.,Markelov, M.V. 2008. Combining direct observations, modelling, and <sup>137</sup>Cs tracer for evaluating individual event contribution to long-term sediment budgets. In: Sediment Dynamics in Changing Environments. IAHS Publ. Vol. 325; IAHS Press Wallingford, UK, pp. 114–122
- [5] Wischmeier, W.H, Smith, D.D. 1978. Predicting Rainfall Erosion Losses. Agric. Handbook No. 537. U.S. Dept. Agric.: Washington D.C.
- [6]Ларионов Г.А. 1993. Эрозия и дефляция почв: основные закономерности и количественные оценки. М.: Изд-во МГУ. 200 с.
- [7]Litvin, L.F., Zorina, Y.F., Sidorchuk, A.Y., Chernov, A.V., Golosov, V.N. 2003. Erosion and sedimentation on the Russian Plain, part 1: contemporary processes. Hydrol. Process., 17(16), 3335-3346
- [8]Golosov, V., Gusarov, A., Litvin, L., Yermolaev, O., Chizhikova, N., Safina, G., Kiryukhina, Z. 2017. Evaluation of soil erosion rates in the southern half of the Russian plain: methodology and initial results. In: A. Collins, M. Stone, A. Horowitz, and I. Foster (eds.), Integrating monitoring and modelling for sediment dynamics, Okehampton, UK, 11–15 July 2016, Proc. IAHS. Vol. 375, Copernicus Publications, pp. 23–27
- [9]Litvin, L.F., Kiryukhina, Z.P., Krasnov, S.F., Dobrovolskaya, N.G. 2017 Geography of agricultural erosion dynamic on European part of Russia. Eurasian Soil Sciences, 9, 934-946.
- [10]Rysin, I., Grigoriev, I., Zaytseva, M., Golosov, V., Sharifullin, A.2017. Long-term monitoring of gully erosion in Udmurt Republic, Russia. In: A. Collins, M. Stone, A. Horowitz, and I. Foster (eds.), Integrating monitoring and modelling for sediment dynamics, Okehampton, UK, 11–15 July 2016, Proc. IAHS. Vol. 375, Copernicus Publications, pp. 1–4.
- [11]Medvedeva, R.A, Golosov, V.N., Yermolaev, O.P. 2017. Spatial-temporal assessment of gully erosion in zone of intensive agriculture, European part of Russia. Geography and Natural Resources, in press.
- [12]Рысин, И.И., Голосов, В.Н., Григорьев, И.И., Зайцева, М. Ю. 2017. Влияние климатических изменений на темпы роста оврагов на Вятско-Камском междуречье. Геоморфология, 1, 90-103.
- [13]Golosov, V.N., Walling, D.E., Konoplev, A.V., Ivanov, M.M., Sharifullin, A.G.2017. Application of bomb- and Chernobyl-derived radiocaesium for reconstructing changes in erosion rates and sediment fluxes from croplands in areas of European Russia with different levels of Chernobyl fallout. J. Environment Radioactivity, <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.06.022>
- [14]Golosov, V.N., Belyaev, V.R., Markelov, M.V., Kislenco, K.S. 2010. Overbank sedimentation rates on the floodplains of small rivers in central European Russia. In: Sediment dynamics for a changing future, IAHS Publ. Vol. 337, IAHS Press Wallingford, UK, pp. 129–136.

## Chapter II/50: RISK ASSESSMENT OF SOIL EROSION BY WATER

### Глава II/50: Оценка риска водной эрозии почв

Volker Prasuhn\*<sup>1</sup>; Hanspeter Liniger<sup>2</sup>

DOI 10.25680/7557.2018.28.84.147

\* Email: [Volker.prasuhn@agroscope.admin.ch](mailto:Volker.prasuhn@agroscope.admin.ch)

1. Agroscope, Research Division Agroecology and Environment, Reckenholzstr. 191, 8046 Zurich, Switzerland

2. Centre for Development and Environment (CDE), University of Bern, Hallerstr. 10, 3012 Bern, Switzerland

**ABSTRACT.** One of the greatest threats to the soil resource is erosion by water, a severe and widespread form of land degradation. Soil erosion affects mainly agricultural land in Europe, especially arable land. This article gives a brief overview of existing soil erosion risk assessment tools and presents the erosion risk map of Switzerland (ERM2), which is based on the Universal Soil Loss Equation (USLE) and a high resolution digital terrain model (2x2 m). The ERM2 is applicable at local and national scale and is currently used to enforce national legislation and improve awareness among farmers. It demonstrates that more than half of Switzerland's agricultural area is at potential risk of erosion: 43% at strong potential risk, and 12% at moderate potential risk. As soil erosion not only harms soil fertility (on-site effect), but also causes water pollution through pesticides and nutrients (off-site damage), we have additionally created a water connectivity map.

**Резюме.** Одной из самых серьезных угроз почвенным ресурсам является водная эрозия, широко распространенная форма глубокой деградации земель. Эрозия почвы затрагивает в основном сельскохозяйственные земли в Европе, особенно пахотные земли. В этой статье дан краткий обзор существующих инструментов оценки риска эрозии и представлена карта риска эрозии для Швейцарии (ERM2), основанная на универсальном уравнении потерь почвы и цифровой модели рельефа высокого разрешения (2 × 2 м). ERM2 применима в местном и национальном масштабе и в настоящее время используется для обеспечения соблюдения национального законодательства и повышения осведомленности фермеров. Она показывает, что более половины сельскохозяйственных земель Швейцарии подвержены потенциальному риску эрозии: 43% сильному и 12% умеренному потенциальному риску. Так как эрозия не только наносит ущерб плодородию почвы (местный эффект), но и вызывает загрязнение воды пестицидами и элементами минерального питания (удаленный ущерб), мы также создали карту потенциального поступления веществ в поверхностные воды.

**KEYWORDS:** soil erosion, risk assessment, off-site effects, connectivity, mitigation measures

**Ключевые слова:** Эрозия почв, оценка рисков, эффекты за пределами площадки, возможности подключения, меры по смягчению

### INTRODUCTION

Soil erosion by water is considered one of the most severe and widespread threats to the soil resource and is accompanied by significant economic and ecological consequences worldwide. Identifying areas at risk – and the severity of this risk – is vital for the development of efficient strategies to reduce soil erosion and implement appropriate erosion protection measures. Risk assessment involves localizing and quantifying this risk [1]. As no current spatial data exist on measured erosion rates for Europe, models or other approaches are used in lieu [2, 3]. As a result, numerous methodologies for water erosion risk assessment have been developed in different countries [4, 5]. Current examples are approaches from Europe using erosion models such as the Universal Soil Loss Equation (USLE) and its revised version, the RUSLE [6, 7], the PESERA model [8], as well as approaches based on measured erosion plot data [9] or measured sediment yield data [10, 11]. The approaches yield widely differing results. However, as the conditions and the quality of the input data differ from place to place, it is not possible to say which model and erosion map deliver the most accurate values [4]. Nonetheless, using input data of the best available quality and/or spatial resolution is essential.

The aim of this contribution is to present a method we have developed for assessing the risk of soil erosion by water. The method has been tested in numerous case studies and is currently used throughout Switzerland in the implementation of legislation on erosion.

## MATERIAL AND METHODS

We used the RUSLE, the Revised Universal Soil Loss Equation. Despite criticism on its shortcomings and limitations, the RUSLE remains the most widespread erosion model [12]. It has been praised for its comparatively low need for data, fast computation times, simplicity, and robustness. Erosion maps can be produced in combination with a geographic information system (GIS), which is an efficient tool for the processing of input data and results. Both USLE and RUSLE calculate the average long-term soil loss in  $t\ ha^{-1}\ yr^{-1}$  from the following six factors:

$$A = R * K * L * S * C * P$$

where

|          |   |  |
|----------|---|--|
| <b>A</b> | = | computed spatial average and temporal average soil loss in $t\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ |
| <b>R</b> | = | rainfall and runoff factor   |
| <b>K</b> | = | soil erodibility factor  |
| <b>L</b> | = | slope-length factor resp. unit contributing area                                 |
| <b>S</b> | = | slope-steepness factor   |
| <b>C</b> | = | cover and management factor  |
| <b>P</b> | = | supporting practice factor   |

The various factors for agricultural land in Switzerland (886,661 ha, including lower mountain zones) were calculated using a GIS [13]. The R factor was created through a regression equation of average annual precipitation data in a one-kilometre grid. The K factor was derived from information on soil texture, soil organic matter content, and stone content from various digital soil maps. Special attention was paid to the calculation of the LS factor, which is particularly sensitive to soil erosion and thus of high importance in the mountainous terrain of Switzerland. The contributing area of each grid cell was determined by means of a very precise, airborne laser scanning, digital terrain model in the 2x2 m grid as well as multiple flow algorithms. This enabled a good depiction of channels, preferential flow hydrology, and thalweg erosion. Multiplying the R x K x L x S factors results in the potential erosion risk for each grid cell. The P factor is automatically calculated from the digital terrain model as a function of slope length and steepness. The C factor was set to 1, as it is highly variable and not yet available for the whole of Switzerland. For this reason, the C factor has not been included in the risk potential map and must be calculated for each plot separately.

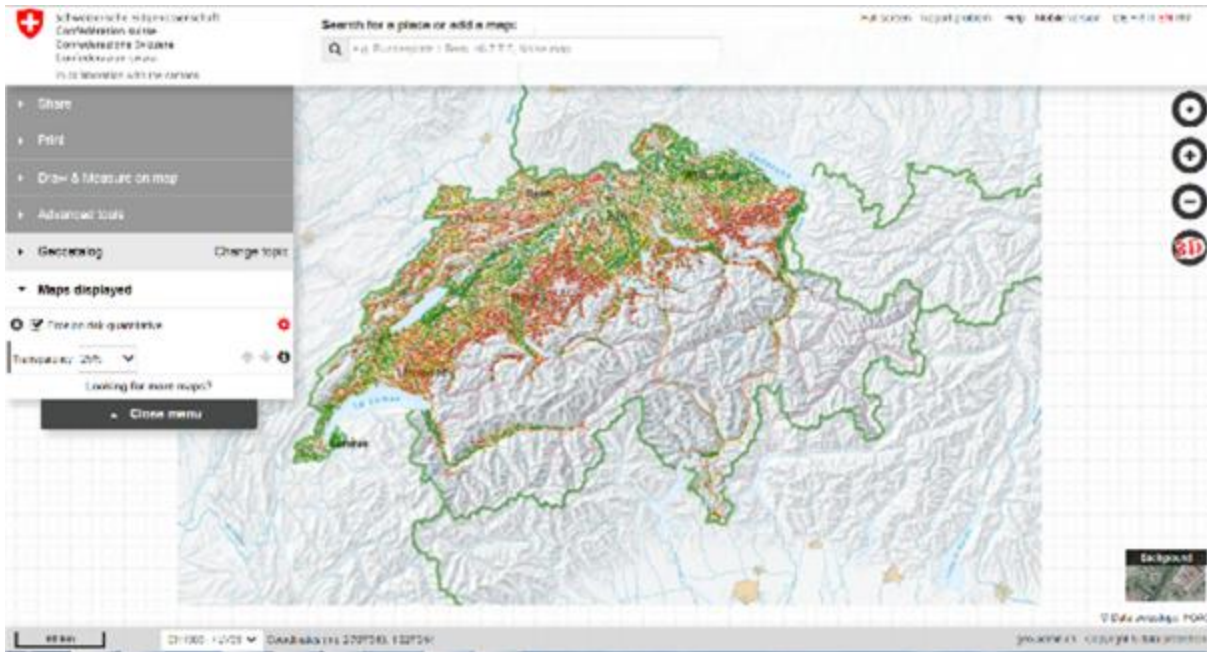
## RESULTS AND DISCUSSION

This is the first time a high resolution/high precision erosion risk map (ERM2) has been created that can be used to obtain a national overview of erosion as well as to plan implementations in the field. It is thus suitable as a source of policy advice not only at national and cantonal level, but also at the individual farm level. As the lack of data on land management meant that only the potential risk of erosion could be calculated, the ERM2 mainly serves to raise awareness among farmers, the public, and the authorities, as well as to prevent erosion.

The area covered by the ERM2 (including lower mountain zones) totals 886,661 ha, i. e. around 84% of all agricultural land in Switzerland (1,055,684 ha). In total, 45% of the agricultural area was classified as having a low potential erosion risk ( $0-30\ t\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ ) (green colour in Figure 1), 12% as having a moderate potential risk ( $30-55\ t\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ , yellow colour); and 43% as having a high potential erosion risk ( $>55\ t\ ha^{-1}\ yr^{-1}$ , red colour) [13]. But only about 47% (416,692 ha) of the area shown on the ERM2 (including mountain zones) are arable land and vines; 53% are permanent grassland. When viewing the ERM2 it becomes apparent that a large part of the potentially highly erosion-prone areas are found in the hill and mountain zones. However, these are mostly permanent grassland plots and thus have no or a very low real risk of erosion.

Validation of the ERM2 took place by comparing the model results with a 10-year erosion monitoring study, which mapped and measured each incidence of damage by erosion [14]. This comparison resulted in a satisfactory match of high-erosion plots. Additionally, the plausibility of the model results was tested in various areas of Switzerland through field inspections with experts and farmers (fig. 2).





**Figure 1** – Screen shot of the GIS map of potential soil erosion risk for the agricultural land of Switzerland (ERM2). <https://map.geo.admin.ch>



**Figure 2** – Comparison of mapped and photographed erosion damage with modelled erosion risk. The erosion in the thalweg is well represented by the model.

**Probability of sediment connectivity to a water body**

We linked the ERM2 via a flow distance calculation with the river and natural drainage network and created a water connectivity map [15]. The mapped surface water network, marked drainage lines, and roads classified as drained were considered part of the extended water network, which was used for the calculation of the surface water connectivity. From each grid cell of the elevation model, the surface water flow distance to the extended water network was then calculated using SAGA-GIS. From the calculated 886,661 ha of agricultural area in the valley area and lower mountain areas of Switzerland, more than half (55%) of the land is directly or indirectly connected to the surface water.

**Outlook**

The erosion risk map ERM2 and the water connectivity map show all areas at significant risk of soil erosion or soil erosion-related material inputs to surface waters, in a kind of “worst-case scenario” (permanent black fallow, no erosion protection measures, no buffer strips or structural measures). They provide the basis for target-oriented action planning for soil and water protection, either directly on the cultivated

plots showing a risk of erosion (on-site), or by establishing buffer strips or other structural measures next to surface water or drainage systems (off-site).

Both maps are online and publicly available (<https://map.geo.admin.ch>) and are used in the implementation of legislation on soil protection in Switzerland. Updates and improvements of the two maps are planned, such as a web application enabling access to the map in the field, and the coupling with a C-factor tool, in which the farmer can enter current crop and management data for his plot to calculate the actual erosion risk.

## CONCLUSIONS

1. Generation of an easily adaptable method to assess the risk of soil erosion is important for soil and water conservation.
2. We have developed an erosion risk map suitable to obtain a national overview as well as for the assessment of individual plots.
3. Model input data lacking sufficient quality and/or spatial resolution can result in substantial errors and uncertainties in model predictions. Thus provision of good quality data needs continued efforts.
4. The erosion risk map is a tool for farmers and authorities. It facilitates identification of erosion hotspots but never substitutes detailed field investigations.
5. A water connectivity map can be derived from the erosion risk map, showing areas with the highest probability of runoff water potentially containing sediments, nutrients, herbicides, and insecticides able to enter and pollute surface water.

## REFERENCES

- [1] Gobin, A., Jones, R., Kirkby, M., et al., 2004. Indicators for pan-European assessment and monitoring of soil erosion by water. *Environ. Sci. Policy* 7, 25-38.
- [2] Keizer, J., Djuma, H., Prasuhn, V., 2016. Soil Erosion by Water. In: Stolte et al. (eds.): *Soil threats in Europe – Status, methods, drivers and effects on ecosystem services. A review report, deliverable 2.1 of the RECARE project*. JRC Science and Policy Report, 15-24. doi:10.2788/828742.
- [3] Vandekerckhove L., Arnoldussen A., Bazzoffi P., et al., 2004. Monitoring soil erosion in Europe. In: Van-Camp, L. et al. (eds.): *Reports of the technical working groups. Established under the thematic strategy for soil protection. Volume II Erosion, EUR 21319 EN/2, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 299-313.*
- [4] Recatalá, L., Añó, C., Verzandvoort, S., Ritsema, C., Sánchez, J., 2011. Harmonization of Risk Assessment Methods of Soil Erosion by Water in the European Union. In: Fournier, A. J. (ed.): *Soil Erosion: Causes, Processes and Effects*. Chapter 7, Nova Science Publishers, Inc.; UK, pp. 161-176.
- [5] Panagos, P., Meusburger, K., van Liedekerke, et al., 2014. Assessing soil erosion in Europe based on data collected through a European network. *Soil Science and Plant Nutrition* 60, 15-29.
- [6] Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., et al., 2015. The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environ. Sci. Policy* 54, 438-447.
- [7] Bosco, C., de Rigo, D., Dewitte, O., Panagos, P., 2015. Modelling soil erosion at European scale: towards harmonization and reproducibility. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 15, 225-245.
- [8] Kirkby, M.J., Jones, R.J.A., Irvine, B., et al., 2004. Pan-European Soil Erosion Risk Assessment: The PESERA Map, Version 1 October 2003. Explanation of Special Publication Ispra 2004 No. 73 (S.P.I.04.73). European Soil Bureau Research Report No. 16, EUR 21176, 18 pp. and 1 map in ISO B1 format. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- [9] Cerdan, O., Govers, G., Le Bissonnais, Y., et al., 2010. Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data. *Geomorphology* 122, 167-177.
- [10] De Vente, J., Poesen, J., Verstraeten, G., et al., 2013. Predicting soil erosion and sediment yield at regional scales: Where do we stand? *Earth-Science Reviews* 127, 16-29.
- [11] Vanmaercke, M., Maetens, W., Poesen, J., et al., 2012. A comparison of measured catchment sediment yields with measured and predicted hillslope erosion rates in Europe. *J. Soils Sediments* 12(4), 586-602.
- [12] Laflen, J.M., Moldenhauer, W.C., 2003. Pioneering soil erosion prediction: the USLE story. World Association of Soil & Water Conservation, Special Publ. 1, WASWC, Thailand, 43 pp.
- [13] Prasuhn, V., Liniger, H.P., Gisler, S., et al., 2013. A high-resolution soil erosion risk map of Switzerland as strategic policy support system. *Land Use Policy* 32, 281-291.
- [14] Prasuhn, V., 2012. On-farm effects of tillage and crops on soil erosion measured over 10 years in Switzerland. *Soil & Tillage Research* 120, 137-146.

[15]Alder, S., Prasuhn, V., Liniger, et al., 2015. A high-resolution map of direct and indirect connectivity of erosion risk areas to surface waters in Switzerland – A risk assessment tool for planning and policy-making. Land Use Policy 48, 236-249.

## Chapter II/51: QUANTIFICATION OF WATER EROSION IN THE LANDSCAPE Глава II/51: Количественная оценка водной эрозии в ландшафте

Detlef Deumlich

DOI 10.25680/3414.2018.23.77.148

Email: [ddeumlich@zalf.de](mailto:ddeumlich@zalf.de)

Leibniz Centre for Agricultural Landscape Research (ZALF), Eberswalder Str. 84, 15374 Muencheberg, Germany

**ABSTRACT.** Due to changing climate and irregular weather patterns, event based soil loss and sediment yield has become an important issue in the agriculture areas. Several mathematical models and prediction methodologies have been used to estimate event-based soil loss and soil redistribution based on soil types, land management, hydrology and local topography. Plots equipped with measuring technology are the basis of the models. Using the example of the station Muencheberg, comparisons of the measured and simulated erosion quantities were made. The EROSION-3D model was used and found to be suitable. This model can be used to simulate different agricultural management variants and to find best places to build technical protection measures. No-till has only 5% (0.5 t ha<sup>-1</sup>) soil loss compared to the conventional variant in 10 years with *Sorghum sudanense* or maize on both plots.

**Резюме.** Из-за изменения климата и нерегулярных погодных условий, почвенные потери на почве и выход осадков стали важной проблемой в сельскохозяйственных районах. Для оценки потерь почв и перераспределения почв на основе типов почв, землепользования, гидрологии и местной топографии использовались несколько математических моделей и методологий прогнозирования. В основе моделей лежат участки, оснащенные измерительной технологией. Используя пример станции Muencheberg, были сделаны сравнения измеренных и смоделированных величин эрозии. Модель EROSION-3D была использована и признана подходящей. Эта модель может использоваться для моделирования различных вариантов управления сельским хозяйством и поиска лучших мест для создания технических мер защиты. Ноу-тилл есть только 5% (0,5 т га<sup>-1</sup>) потери почвы в традиционном варианте через 10 лет с *Sorghum sudanense* или кукурузой на обоих участках.

**KEYWORDS:** Water erosion, no-till, experimental station, modelling, Bodenabtrag, DEM

**Ключевые слова:** Водная эрозия, ноу-тилл, экспериментальная станция, моделирование, смыв почвы, ЦМР

### INTRODUCTION

Accelerated soil erosion has troubled mankind ever since agriculture has been practiced. Total land area worldwide affected by water erosion is 1 094 Mha (million hectare), of which 749 Mha is severely affected, and that by wind erosion is 548 Mha, of which 280 Mha is severely affected **Ошибка! Источник ссылки не найден.** Erosion is regarded as one of the most important threats to soils **Ошибка! Источник ссылки не найден.**, **Ошибка! Источник ссылки не найден.**, **Ошибка! Источник ссылки не найден.**. The annual potential yield of sediment through water erosion was estimated between 35,000 and 20,000 Tg y<sup>-1</sup> **Ошибка! Источник ссылки не найден.**, **Ошибка! Источник ссылки не найден.**, **Ошибка! Источник ссылки не найден.**.

Landscape changes are made over long periods by natural processes (e.g., weathering, tectonics, etc.) and they can be accelerated by anthropogenic influence. The wind or water erosion as the most important natural process is enhanced by soil cultivation **Ошибка! Источник ссылки не найден.**, **Ошибка! Источник ссылки не найден.**.

The erosion on agricultural land is relevant in two points of view. First, the removal of soil particles is a massive loss of soil fertility, results in an increase of surface heterogeneity and causes significant costs for the farmers to eliminate damages or pollutions. Second, the displaced soil particles and agricultural chemicals are introduced into adjacent habitats, such as waters, hedges and buffer strips. There, they contribute to the deterioration of the biological conditions and reduce the habitat suitability **Ошибка! Источник ссылки не найден.**

The causes and effects of such events and extreme conditions are investigated by different research fields (e.g. meteorology, hydrology and geoinformatics etc.). The geo data infrastructure developed today with INSPIRE offers the possibilities to obtain all available information from cadastral data, orthofotos and the terrain, in particular to the relief and to combine it to a virtual landscape. The GIS software allows improved visualizations and analyzes of conditions and model calculations.

In the last few years, high-resolution digital terrain models DEM1 from Airborne Laser Scanning (ALS) have been created worldwide as planning instruments **Ошибка! Источник ссылки не найден.** This replaces the DEM25 with a 25m raster width. Since this increases the accuracy of the terrain surface from  $\pm 2\text{m}$  to  $\pm 0.15\text{m}$  **Ошибка! Источник ссылки не найден.**, better assessments of discharge ratios and erosion risk are to be expected.

In addition to the quantification and location of the risk of water erosion, the shift in soil material loads triggered by erosion events play an essential role in landscape analysis. Locally, especially the nutrients and pollutants dissolved in the surface runoff can lead to seepage along the flow paths or in accumulating hollows, thus impairing groundwater bodies or even protected biotopes in their quality and ecological quality. When evaluating such risks, beside the quantification of the shifted loads the risk potential will be considered. The basis for this is provided by erosion measurements.

## MODELLING

### Water erosion model

The erosion simulation of single events and validation can be carried out using the physically based water erosion model EROSION-3D **Ошибка! Источник ссылки не найден.**, **Ошибка! Источник ссылки не найден.**, **Ошибка! Источник ссылки не найден.**. Erosion-3D predicts the spatial and temporal distribution of erosion and deposition as well as the quantity and textural composition of the transported sediment. EROSION-3D needs the following input parameters: DEM, precipitation data in (e.g. 10 min) intervals, spatial distribution of soil texture (sand, silt, clay contents), vegetation cover, soil bulk density, soil erodibility, soil roughness, soil organic carbon content (SOC) and initial soil moisture distribution. Standard input parameters based on different soil types and cultivation techniques are documented in the parameter catalogue **Ошибка! Источник ссылки не найден.** The EROSION-3D software consists of a pre-processing and processing module. Most of the required EROSION-3D variables are commonly accessible except the following model-specific parameters: skin factor, surface roughness and resistance to erosion **Ошибка! Источник ссылки не найден.**

The fundamental equations of the EROSION 2D/3D erosion module are based on the momentum flux approach of Schmidt **Ошибка! Источник ссылки не найден.**, **Ошибка! Источник ссылки не найден.**. The basic assumption of the model is that the erosive impact of overland flow and droplets is proportional to the momentum fluxes exerted by the flow ( $f_q$ ) and the falling droplets ( $f_{r,a}$ ) and is given by equations (1) and (2) respectively.

$$f_q = \frac{w_q \cdot v_q}{Dx} \quad (1)$$

$$f_{r,a} = w_r \cdot v_r \cdot \sin\alpha (1 - CL) \quad (2)$$

where  $w_q$  is the mass rate of flow,  $v_q$  is the mean flow velocity,  $Dx$  the length of a specified slope segment,  $w_r$  is the mass rate of rainfall,  $v_r$  the velocity of the falling droplets,  $\alpha$  the slope angle and  $CL$  is the soil cover by plants or their residues.

In order to characterize the soil's resistance to erosion, the model makes use of the fact that the occurrence of a measurable rate of erosion presupposes a minimum rate of overland flow  $q_{crit}$  **Ошибка! Источник ссылки не найден.** Based on this relation, resistance to erosion can be expressed as the critical momentum flux  $\phi_{crit}$  according to Eq. 3.

$$f_{crit} = \frac{q_{crit} \cdot \Gamma_q \cdot v_q}{Dx} \quad (3)$$

Here  $q_{crit}$  is the volume rate of flow [ $m^3 (m s)^{-1}$ ] at initial erosion which depends on soil texture, organic carbon, tillage practice etc. Further parameters are fluid density  $\rho_q$  [ $kg m^{-3}$ ], slope segment width  $\Delta x$  [ $m$ ] and flow velocity  $v_q$  [ $m s^{-1}$ ] according to the Manning equation:

$$v_q = \frac{1}{n} \delta^{\frac{2}{3}} S^{\frac{1}{2}} \quad (4)$$

where  $n$  is the coefficient of hydraulic surface roughness [ $s m^{-(1/3)}$ ],  $S$  is the slope gradient [ $-$ ] and  $\delta$  is the depth of flow [ $m$ ]. The erosional effect of falling droplets and surface runoff were linked with the soil's resistance to give a dimensionless parameter  $E$  (Eq. 5).

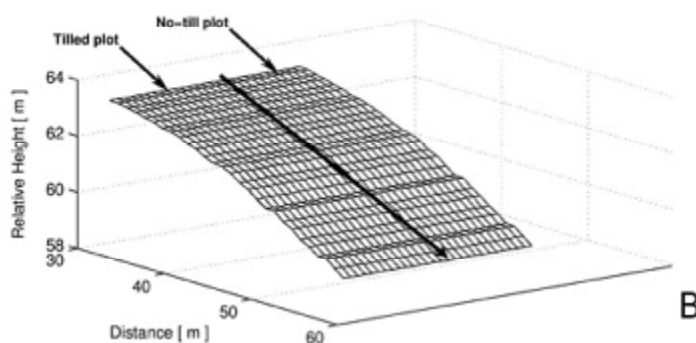
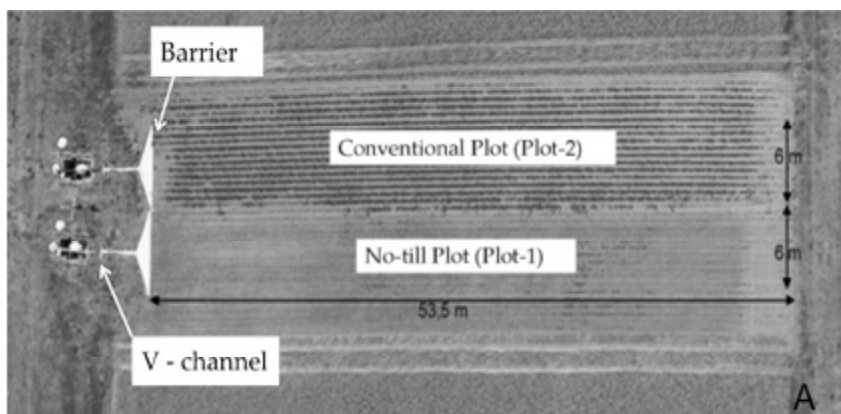
$$E = \frac{f_q + f_{r,a}}{f_{crit}} \quad (5)$$

Erosion occurs if  $E > 1$ , which means that erosional effects of overland flow and raindrops exceed the soil's resistance to erosion.  $E \leq 1$  characterizes the erosion-free state of flow.

### Measurement and site condition

The soils are at highest risk of erosion due to a lack of vegetation cover when the field is freshly tilled and or maize is seeded. Therefore, the simulations were carried out using parameters that reflect typical soil and surface conditions in May, directly after the seeding of the maize.

The plot has a slope of  $6.2^\circ$  (**Ошибка! Источник ссылки не найден.** A and B,  $52.6^\circ N$   $14.3^\circ E$ ) is divided into sub-plots, according to the mode of agriculture. Plot-1 is kept under "no-till" practices, whereas Plot-2 is conventionally ploughed up to 25 cm depth in June and October. Eroded soil was collected in aluminum barriers and in V-channels, which were installed at the bottom of the slope of each plot (**Ошибка! Источник ссылки не найден.** A). Most of the large soil particles were deposited in the aluminum barriers, while the V-channels collected the fine soil particles. Measurements of rainfall, wind speed, and solar radiation were obtained at the bottom of the plot by an automatic weather station. The soils represent the subgroup brown calcareous subsoil and Luvisol, which according to German nomenclature are sandy loam and sandy soils. The texture is light silty sand (Su2 with 3% clay, 16% silt, 81% sand), Corg is by  $6 g kg^{-1}$  soil (1.03% humus content), bulk density  $1450-1600 kg m^{-3}$ .



**Figure 1** – Scheme of the experimental field Muencheberg



## RESULTS

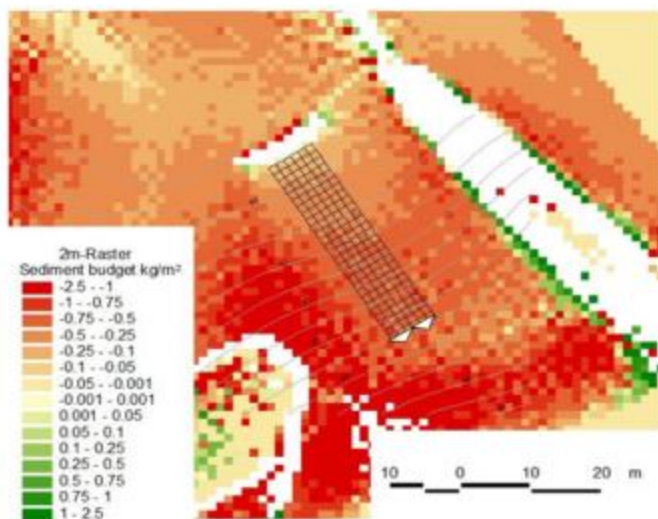
The soil erosion rates ( $\text{kg m}^{-2}$ ) of the slope at the tilled plot given in Table 1, **Ошибка! Источник ссылки не найден.** mirror the complex redistribution pattern of soil within the study area. Despite of their variability, two trends become apparent. First, erosion increases along the steeper part of the slope (35-50 m). Second, erosion rates and soil accumulating on bottom of the slope increase during a season. This coincides with the development of rills we observed mainly at 35-50 m.

**Ошибка! Источник ссылки не найден.** 2 depicts the areal distribution of the sediment budget for the Sept-02 event in which 161 kg soil loss were measured. Dark orange colors denote the high erosion rates for this event. Compared to the adjacent slope areas, less soil erosion is the result of the reduced slope length shortened by the upper barrier, which causes a lower transport capacity of the flowing suspension. Similar soil loss to the neighboring areas in (dark red) is achieved only on the lower slope, after about 60 m slope length. Since the plots are situated on a straight slope, no sedimentation / accumulation / colluviation take place. This is not in contradiction with the fact that sedimentation is caused due to the barrier at the bottom plot.

Comparing the soil loss of the two management variants– no-till to conventional, no-till has only 5% (0.5 t ha<sup>-1</sup>) soil loss of the conventional variant (10 years on both plots sorghum sudanense or maize).

**Table 1: Modeled and measured soil erosion ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) at the conventional tilled plot with EROSION-3D and used parameters**

|      | Year | Month  | Soil on the barrier |         | Skin Fac- | Roughness | Erodibility | re- |
|------|------|--------|---------------------|---------|-----------|-----------|-------------|-----|
|      |      |        | Collected           | Modeled |           |           |             |     |
| 2010 |      | May    | 4.0                 | 3.7     | 0.200     | 0.020     | 0.00070     |     |
|      |      | Jul 01 | 20.0                | 19.5    | 0.070     | 0.013     | 0.00180     |     |
|      |      | Jul 02 | 24.0                | 25.0    | 0.050     | 0.013     | 0.00100     |     |
|      |      | Aug    | 4.0                 | 4.3     | 0.025     | 0.400     | 0.00020     |     |
|      |      | Aug    | 145.0               | 116.0   | 0.050     | 0.400     | 0.00012     |     |
|      |      | June   | 16.0                | 16.0    | 0.020     | 0.013     | 0.00100     |     |
|      |      | July   | 170.0               | 158.0   | 0.001     | 0.013     | 0.00030     |     |
|      |      | Aug    | 25.0                | 67.0    | 0.015     | 0.013     | 0.00030     |     |
| 2011 |      | Aug    | 4.0                 | 3.2     | 0.030     | 0.013     | 0.00010     |     |
|      |      | Sep 01 | 13.3                | 13.5    | 0.130     | 0.013     | 0.00030     |     |
|      |      | Sep 02 | 161.0               | 158.0   | 0.007     | 0.025     | 0.00050     |     |



**Figure 2** – Result of EROSION-3D for Sep 02/2011: Erosion (-) -Deposition (+) on the plots (conventional management on the whole area)



## CONCLUSIONS

1. The presented results show that after calibration EROSION-3D gives consistent estimates of eroded soil masses at our study plot and contribute to our understanding of the dynamics and processes of soil erosion by water.
2. Regional measurements are helpful to calibrate models and validate model results.
3. This model can be used to simulate different agricultural management variants and to find best places to build technical protection measures.
4. No-till reduces soil erosion to 5% compared to conventional tillage

## LITERATURE

- [1]Oldeman, L.R., Hakkeling, R.T.A. Sombroek, W.G., 1991. World Map of the Status of Human Induced Soil Degradation, ISRIC/UNEP, Wageningen.
- [2]Gregorich, E. G., Greer, K. J., Anderson, D. W., Liang, B. C., 1998. Carbon distribution and losses: erosion and deposition effects. *Soil & Till. Res.* 47: 291-302
- [3]EU-COM, 2002. Communication of 16 April 2002 from the Commission to the Council, the European Parliament, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions - Towards a Thematic Strategy for Soil Protection final, Report 179.
- [4]Lal, R., 2005. Climate change, soil carbon dynamics and global food security. In R. Lal, N. Uphoff, B. A. Stewart, and D. O. Hansen (Eds) "Climate Change and Global Food Security". Taylor and Francis, CRC, Boca Raton, FL: 113-146.
- [5]Quinton, J.N., Govers, G., Van Oost, K., Bardgett, R.D., 2010. The impact of agricultural soil erosion on biogeochemical cycling. In: *Nature Geoscience*, Vol. 3, May 2010, 311 – 314
- [6]Reich, P., Eswaran, H., Beinroth, F., 2001. Global Dimension of vulnerability to wind and water erosion. In: D.E. Stott, R.H. Mohtar and G.C. Steinhardt (eds). 2001. *Sustaining the Global Farm. Selected papers from the 10th International Soil Conservation Organization Meeting held May 24-29, 1999 at Purdue University and the USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory*, p.838-846
- [7]Lal, 2003. Soil erosion and the global carbon budget. *Environ. Int.* 29, 4: 437-450 15
- [8]Lobb, D. A., Kachanoski, R.G., Miller, M.H., 1995. Tillage translocation and tillage erosion on shoulder slope landscape positions measured using <sup>137</sup>Cs as a tracer. In: *Can. J. Soil Sci.* 75, 211-218.
- [9]Kietzer, B., 2007. Aufklärung der Bodenverlagerung durch Bearbeitungserosion in Jungmoränenlandschaften (Investigation of soil translocation caused by tillage erosion in Young Moraine Landscapes of North-East Germany). Diss., TU Berlin, Fak. VI., 147 p.
- [10]Vogel, E., Deumlich, D., Kaupenjohann, M. (2016) Bioenergy maize and soil erosion - Risk assessment and erosion control concepts. *Geoderma* 261, 80-92.
- [11]Katzur, L., Schönitz, A., Wedel, H.: Digitale Höhen für jeden Quadratmeter Brandenburgs. *Vermessung Brandenburg*, MfL Brandenburg, 1/2013, S. 4-11, 2013.
- [12]Katzur, L., Wedel, H., 2010. Landesflug digitales Geländemodell. *Vermessung Brandenburg*. Potsdam, 15 (1), 53 – 62
- [13]Schmidt J, v. Werner M, Michael A. 1996. EROSION 2D/3D - Ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser [Erosion 2D/3D – a computer model to simulate water erosion]. Sächs. Landesanstalt f. Landw. Dresden. German.
- [14]Von Werner M. 1995. GIS-orientierte Methoden der digitalen Relieffanalyse zur Modellierung von Bodenerosion in kleinen Einzugsgebieten [GIS-oriented methods for the relief analysis to model soil erosion in small watersheds]. Dissertation. Freie Universität Berlin, Germany. German.
- [15]Von Werner M. 2014. <http://www.bodenerosion.com/demos/e3d300/SampleProject.pdf>
- [16]Michael A, Schmidt J, Schmidt WA. 1996. Erosion 2D/3D - ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser-Parameterkatalog Sachsen [Erosion 2D/3D – a computer model to simulate water erosion – parameter catalog]. Freiberg.German.
- [17]Schindewolf M, Schmidt J. 2012. Parameterization of the EROSION 2D/3D soil erosion model using a small-scale rainfall simulator and upstream runoff simulation. *CATENA* 91: 47 – 55.
- [18]Schmidt J. 1991. A mathematical model to simulate rainfall erosion. *CATENA* 19: 101–109.
- [19]Schmidt J. 1996. Entwicklung und Anwendung eines physikalisch begründeten Simulationsmodells für die Erosion geneigter, landwirtschaftlicher Nutzflächen [Development and use of a physical based simulation model for the erosion of inclined agricultural used fields]. *Berl. Geogr. Abh.* 61: 148 p.
- [20]Hjulström F. 1935. Studies of the morphological activity of rivers as illustrated by the River Fyris. *Bulletin of the Geological Institute University of Uppsala* 25: 221-527.

## Chapter II/52: MEASUREMENT METHODS FOR TILLAGE EROSION EFFECTS ON WATER EROSION IN A STEEP SLOPE LANDSCAPE

### Глава II/52: Методы измерения эффектов перемещения почвы при обработке на водную эрозию в ландшафтах крутых склонов

Jianhui Zhang<sup>1,\*</sup>; Yong Wang<sup>2</sup>; Zehong Zhang<sup>1</sup>; Zhengan Su<sup>1</sup>

DOI 10.25680/5354.2018.15.63.149

\*Email: [zjh@imde.ac.cn](mailto:zjh@imde.ac.cn)

1. Institute of Mountain Hazards and Environment, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water Conservancy, Chengdu 610041, China

2. College of Water Conservancy and Hydropower Engineering, Sichuan Agricultural University, Ya'an 625014, China

**ABSTRACT.** Few specific experimental methods have so far been developed with respect to the effects of tillage erosion on water erosion. This method developed aimed to integrally examine the effects of tillage erosion on runoff and sediment concentrations on the whole slope. Simulated tillage and artificial rainfall events were applied to runoff plots (2 m × 8 m) with a slope of 15°. The short slope (8-m long) was divided into two sections of upper and lower slopes, each of which was subject to different mechanisms of interactions. At upper slopes, soil loss by tillage exposed subsurface soil or even parent material, which was less erodible to water erosion than surface soil with higher organic matter content, more stable structure and higher infiltration rates. Thus, we measured hydrodynamic parameters and runoff rates. At lower slopes, tillage erosion would transport soil to areas of concentrated overland water flow, i.e. rills and convergent landforms. Thus, we measured runoff and sediment concentrations under different soil infilling amounts which represent tillage erosion rates. The developed methods would be valid for such landform conditions as steep and short slopes.

**Резюме.** До настоящего времени было разработано небольшое количество специальных экспериментальных методов, относящихся к эффектам перемещения почвы при обработке на водную эрозию. Цель разработанного метода — интегральное изучение эффектов перемещения почвы при обработке на водный сток и накопление продуктов эрозии в пределах всего склона. На стоковых площадках (2 м × 8 м) с уклоном 15° были применены модельная обработка почвы и искусственные дожди. Короткий склон (8 м) был разделен на две части, верхнюю и нижнюю, каждая из которых характеризовалась различными механизмами взаимодействий. В верхней части склона удаление почвы при обработке приводило к обнажению подповерхностных слоев почвы или даже почвообразующей породы, которые менее подвержены водной эрозии, чем поверхностный слой с более высоким содержанием органического вещества, более стабильной структурой и повышенной водопроницаемостью. Поэтому мы измеряли гидродинамические параметры и модуль стока. В нижней части склона обработка перемещает почву на участки повышенного поверхностного стока (промоины и депрессии). Поэтому мы измеряли водный сток и накопление продуктов эрозии при заполнении промоин различным количеством почвы, моделирующем перемещение при обработке. Разработанные методы могут быть применимыми для таких условий рельефа, как крутые и короткие склоны

**KEYWORDS:** artificial rainfall, tillage intensity, runoff rate, sediment concentration

**Ключевые слова:** искусственные осадки, интенсивность обработки почвы, скорость стока, концентрация осадков

## INTRODUCTION

Studies have demonstrated that water and tillage erosion simultaneously contribute to total soil erosion within the agricultural landscape [1]. However, the erosion intensity of each type may vary with changes in erosion processes, with an interaction between tillage erosion and water erosion. A few soil erosion workers speculated that tillage erosion would act as a delivery mechanism for water erosion, transporting soil to areas of concentrated overland water flow, i.e. rills and convergent landforms [1, 2]. Although it is a fact that tillage erosion increases the severity and extent of water erosion, few specific experimental methods have so far been developed with respect to the effects of tillage erosion on water erosion. This method developed aimed to integrally examine the effects of tillage erosion on runoff and sediment con-

centrations on the whole slope, with observations on runoff at upper slopes and soil delivery at lower slopes.

## PRINCIPLE AND PROCEDURE

It is assumed that interactions may exist between tillage erosion and water erosion, and tillage erosion exacerbate water erosion by altering hydrodynamic parameters, soil erodibility, and delivering soil to rills in a hillslope landscape where both water and tillage erosion are important processes of soil redistribution. A short slope was divided into two sections of upper slope and lower slope, each of which was subject to different mechanisms of interactions. At upper slopes, soil loss by tillage exposes subsurface soil or even parent material, which is less erodible to water erosion than surface soil with higher organic matter content, more stable structure and higher infiltration rates. Thus, we measure hydrodynamic parameters and runoff rates. At lower slopes, tillage erosion would transport soil to areas of concentrated overland water flow, i.e. rills and convergent landforms [1, 2, 3]. Thus, we measure runoff and sediment concentrations under different soil infilling amounts.

The treatments of different tillage periods and soil fluxes (the soil transport rate per unit width in the tillage direction along a hillslope profile, i.e.,  $\text{kg m}^{-1}$ ) were designed in upper and lower slope positions, respectively, within runoff plots (2 m wide and 8 m long), with an average gradient of  $15^\circ$ . Runoff flowed into a rectangular cement trough at the bottom of the plot and was then directed to the outlet point and collected.

Tillage-duration treatment: we designed four types of soil profiles with different depths (bedrock exposure, 10, 20, and 45 cm deep) at the upper slope positions (0–3 m) of the runoff plots to represent different tillage intensities (Fig. 1A). A plastic sheet was used to cover the surface of runoff plots at the upper slope positions to represent the bedrock exposure by long-term tillage. Additionally, we dug out the soil of 10 cm and 20 cm in depth, respectively, from the upper slope positions of runoff plots. Then, a plastic sheet was placed on the surface of exposed soils, and the soil was backfilled to the plot and packed to its original bulk density. These treatments were considered as soil depths of 10 cm and 20 cm at the upper slope positions, while the original runoff plot (i.e., 45 cm deep at the upper slope positions) was considered the control (CK).

The soil loss rate at the upper slope positions of the runoff plots was calculated according to the following equation:

$$S_L = 10 \cdot V_s \cdot \rho_b / A \quad (1)$$

where  $S_L$  is the soil loss rate ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ),  $V_s$  is the volume of simulated rills ( $\text{m}^3$ ),  $\rho_b$  is the bulk density of soil ( $\text{kg m}^{-3}$ ),  $A$  is the area of the runoff plot ( $\text{m}^2$ ).

The tillage erosion rate was calculated according to the empirical model by Zhang et al. [4] in the experimental area. The formula can be expressed as follows:

$R = 10 \cdot D \cdot \rho_b \cdot (k_1 + k_2 S) / L \quad (2)$  where  $R$  is the tillage erosion rate ( $\text{Mg ha}^{-1}$  tillage pass $^{-1}$ ),  $D$  is the depth of tillage layer (m).  $k_1$  and  $k_2$  are the soil transport coefficients ( $\text{kg m}^{-1}$  tillage pass $^{-1}$ ),  $S$  is the slope gradient ( $\text{m m}^{-1}$ ), and  $L$  is the slope length (m). The coefficients  $k_1$  and  $k_2$  were 0.1066 and 0.4902  $\text{kg m}^{-1}$  tillage pass $^{-1}$ , respectively [4].

Tillage times can be expressed as:

$$T = S_L / R \quad (3)$$

where  $T$  is tillage times. If a tillage operation was performed once per year, then 51.97, 31.09, and 10.36 tillage operations approximate 52-, 31-, and 10-year tillage, respectively.

Rill infilling treatment: To simulate the impact of tillage erosion on rills, three artificial rills (0.20 m wide  $\times$  0.15 m deep  $\times$  4.00 m long) with a contour distance of 40 cm were established using a hoe at the lower slope positions (5–8 m) of the runoff plot (Fig. 1B). The infilling soil derived from the runoff plot was crushed and passed through a 10-mm mesh sieve to filter out coarse materials, and then weighed to determine the mass of infilling soil. In this experiment, 3 treatments for soil infilling of rills were set up. The soil flux was used to determine the intensity of infilling soil in rills as follows:

$$Q_s = F / N \quad (4)$$

where  $Q_s$  is the soil flux ( $\text{kg m}^{-1}$ ),  $F$  is the weight of infilling soil in rills (kg), and  $N$  is the distribution length of infilling soil in rills (m). The calculated results are presented in Table 1.

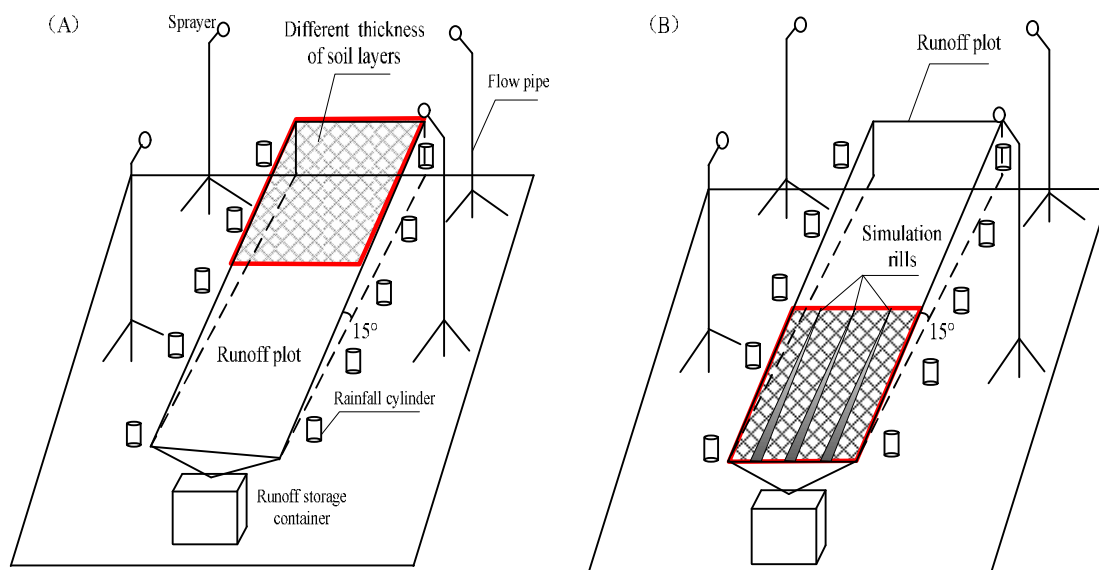
Rainfall simulation: Simulated rainfall was applied to the runoff plots for the duration of 30 min at 90  $\text{mm h}^{-1}$  (for different tillage intensities) and 70 min at 50  $\text{mm h}^{-1}$  (for different soil fluxes) to determine runoff and soil detachment rates (Fig. 1). The chosen rainfall intensity of 90  $\text{mm h}^{-1}$  is typical of intense storms in the sub-humid climate regions of China that are dominated by monsoon climate conditions. A pre-experiment showed that the rainfall intensity of 50  $\text{mm h}^{-1}$  could just generate rainfall erosivity in our

experiment areas. The artificial rainfall equipment was developed by the Institute of Soil and Water Conservation, CAS. The rainfall equipment includes four sprayers with an upright distance of 6.5 m from the middle axes of the runoff plot and a rainfall height of 8 m. The rainfall intensities were set up by adjusting water pressure and nozzle sizes. The rainfall intensities were calibrated by ten rain gauges (with a radius of 7.5 cm and height of 25 cm) that were distributed over both sides of the runoff plot. The homogeneous coefficient reached 90%, which was characterized by Christiansen's uniformity coefficient (CU). To ensure consistent rainfall intensities among all rainfall events with the same rainfall, a pre-experiment was carried out for each rainfall event.

Table 1 Differences in the soil flux after filling soil in the rill of the lower slope positions

| Erosion intensity | Infilling type      | Infilling soil weight (kg) | Soil flux ( $\text{kg m}^{-1}$ ) |
|-------------------|---------------------|----------------------------|----------------------------------|
| No-tillage        | No-infilling rill   | 0                          | 0                                |
| Moderate erosion  | Half-infilling rill | 39.43                      | 9.86                             |
| Intensive erosion | Full-infilling rill | 98.86                      | 24.72                            |

The same tillage operations were performed in runoff plots for each rainfall event to retain the similar soil physical properties to those before the first simulated rainfall event. It took several days (3–5 days) to allow drying the soil so that soil water contents before each rainfall event could range from 15% to 18%. Soil water contents were measured using time domain reflectometry (TDR, Trase system, Soil Moisture Equipment Corp., USA). The runoff and sediment samples were collected at the end of the plot outlet with a 6000-ml plastic bucket every 2 min. to determine runoff amounts and sediment concentrations after water initially flowed out from the plot. The collected samples were deposited, separated from water suspension, dried in a forced-air oven at 105 °C for 24 h and weighed. The sediment concentration was determined as the mass ratio of the dry sediment to the sampled water suspension. Surface flow velocities at the upper, middle, and lower slope positions were measured by means of  $\text{KMnO}_4$  solution during the simulated rainfall event, after the flow discharge stabilized. The upper, middle, and lower slope positions were marked from 0 m to 3 m, from 3 m to 6 m, and from 6 m to 8 m within the runoff plots, respectively. A time tracer travelling across a marked distance (0.5 m) was determined according to the colour-front propagation using a stop-match [5, 6, 7]. For each slope position, 5 to 8 repeated values were observed. A millimetre-scale ruler was used to determine the width of the water-crossing section [8].



**Figure 1** – Plot designs for the rainfall simulation experiments: (A) different thickness of soil layers at the upper slope positions and (B) infilling soil in rills at the lower slope positions.

Calculation: Soil detachment rates were calculated by the following formula [9]:

$$D_r = S_c \cdot R_a / A \cdot t \quad (5)$$

where  $D_r$  is the soil detachment rate ( $\text{g m}^{-2} \text{min}^{-1}$ ),  $S_c$  is the sediment concentration of each sample during the measured time ( $\text{g m}^{-3}$ ),  $R_a$  is the total runoff amount in each sample during the measuring time ( $\text{m}^3$ ), and  $t$  is the sampling inter-time (min).

Soil erodibility has long been considered the soil physiochemical property that apparently depends on the soil intrinsic properties and prevailing extrinsic field conditions at the time of measurements. Soil erodibility factor  $K$  is related to soil detachment rates and average shear stress; thus, it can be expressed as [10]:

$$D_r = K \cdot (\tau - \tau_c) \quad (6)$$

where  $K$  is the soil erodibility factor ( $\text{g N}^{-1} \text{min}^{-1}$ ),  $\tau$  is the effective shear stress (Pa),  $\tau_c$  is the critical shear stress (Pa).  $K$  and  $\tau_c$  can be obtained through regression analysis between  $D_r$  and  $\tau$  (i.e.,  $K$  becomes equal to the slope of the line, and the x-intercept is  $\tau_c$ ).

Effective shear stress is thus more conveniently calculated according to the following formula (Liu et al., 2010):

$$\tau = \rho \cdot g \cdot h \cdot \sin\theta / 1000 \quad (7)$$

where  $\rho$  is the density of water (assumed to have a constant value of  $1000 \text{ kg m}^{-3}$  at  $25^\circ\text{C}$ ),  $g$  is the gravitational acceleration ( $9.8 \text{ N kg}^{-1}$ ),  $h$  is the mean runoff depth (mm), and  $q$  is the slope gradient.  $h$  was calculated with the equation developed by Pan and Shangguan [6]:

$$h = R_t / (1000 \cdot U \cdot W \cdot t_d) \quad (8)$$

where  $R_t$  is the runoff amount during  $t$  time ( $\text{m}^3$ ),  $U$  is the mean flow velocity ( $\text{m min}^{-1}$ ),  $W$  is the width of water-crossing section (m), and  $t_d$  is the rainfall duration (min). Values of surface flow velocity are used to estimate  $U$  as follows:

$$U = a \cdot V_s \quad (9)$$

where  $a$  is a coefficient,  $V_s$  is surface flow velocity ( $\text{m min}^{-1}$ ). For laminar flow over a smooth bed, Horton et al. [11] theoretically showed that the ratio of  $V_s$  to  $U$  was 0.67.

## CONCLUSIONS

The experimental method for the effects of tillage erosion on water erosion was developed for measuring runoff and sediment concentrations on the whole slope under intensive tillage.

Upper slopes and lower slopes were subject to different mechanisms of tillage effects on water erosion. At upper slope positions, hydrodynamic parameters and runoff rates were measured under different tillage erosion intensities, while at lower slope positions runoff and sediment concentrations were detected under different soil infilling amounts into rills.

The developed methods would be valid for such landform conditions as steep and short slopes. This method needs to be improved in the future studies to have general applicability to other landform conditions.

## ACKNOWLEDGMENTS

The authors wish to acknowledge the financial support for this study provided by the National Natural Science Foundation of China (41571267) and the National Basic Research Program of China (2015CB452704).

## REFERENCES

- [1] Govers, G., Quine, T.A., Desmet, P.J.J., Walling, D.E., 1996. The relative contribution of soil tillage and overland flow erosion to soil redistribution on agricultural land. *Earth Surface Processes and Landforms* 21, 929–946.
- [2] Lobb, D.A., Lindstrom, M.J., Schumacher, T.E., 2004. Soil erosion processes and their interactions: Implications for environmental indicators. pp. 325–336. In: R. Ancaviglia (ed). *Agricultural impacts on*

soil erosion and soil biodiversity: Developing indicators for policy analysis. Proceedings OECD Expert Meeting on Soil Erosion and Soil biodiversity. Organisation for Economic Co-operation and Development. Paris, France.

[3] Zhang, J.H., Ni, S.J., Su, Z.A., 2012. Dual roles of tillage erosion in lateral SOC movement in the landscape. *European Journal of Soil Science* 63, 165–176.

[4] Zhang, J.H., Lobb D.A., Li Y. Liu, G.C., 2004. Assessment for tillage translocation and tillage erosion by hoeing on the steep land in hilly areas of Sichuan, China. *Soil and Tillage Research* 75, 99–107.

[5] Abrahams, A.D., Parson, A.J., Luk, S.H., 1986. Field measurement of the velocity of overland flow using dye tracing. *Earth Surface Processes and Landforms* 11, 653–657.

[6] Pan, C., Shangguan, Z., 2006. Runoff hydraulic characteristics and sediment generation in sloped grassplots under simulated rainfall conditions. *Journal of Hydrology* 331, 178–185.

[7] Liu, J.G., Zhang, P.C., Chen, Z.P., 2010. Effects of polyacrylamide (PAM) on soil erodibility and critical shear stresses for disturbed red soil. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering* 26, 45–49 (in Chinese)

[8] Shi, Z.H., Fang, N.F., Wu, F.Z., Wang, L., Yue, B.J., Wu, G.L., 2012. Soil erosion processes and sediment sorting associated with transport mechanisms on steep slopes. *Journal of Hydrology* 454, 123–130.

[9] Liu, Y.J., Wang, T.W., Cai, C.F., Li, Z.X., Cheng, D.B., 2014. Effects of vegetation on runoff generation, sediment yield and soil shear strength on road-side slopes under a simulation rainfall test in the three gorges reservoir area, China. *Science of the Total Environment* 485, 93–102.

[10] Foster, G.R., Huggins, L.F., Meyer, L.D., 1984. Laboratory Study of Rill Hydraulics: II. Shear Stress Relationships. *Transactions of the ASAE* 27, 797–804.

[11] Horton, R.E., Leach, H.R., Van Vliet, R., 1934. Laminar sheet-flow. *Transactions of American Geophysics Union* 15, 393–404.

## Chapter II/53: QUANTIFYING THE EFFECTS OF TILLAGE ON WATER EROSION

### Глава II/53: Количественное определение эффектов обработки почвы на водную эрозию

Jianhui Zhang<sup>1,\*</sup>; Yong Wang<sup>2</sup>; Zehong Zhang<sup>1</sup>; Zhengan Su<sup>1</sup>; Lizhi Jia<sup>1</sup>

DOI 10.25680/6492.2018.92.35.150

\*Email: [zjh@imde.ac.cn](mailto:zjh@imde.ac.cn)

1. Institute of Mountain Hazards and Environment, Chinese Academy of Sciences and Ministry of Water Conservancy, Chengdu 610041, China

2. College of Water Conservancy and Hydropower Engineering, Sichuan Agricultural University, Ya'an 625014, China

**ABSTRACT.** How tillage erosion influences water erosion remains unresolved, when those two processes of soil erosion simultaneously exist in a hillslope landscape. Simulated tillage and artificial rainfall events were applied to runoff plots (2 m × 8 m) with a slope of 15° to quantify the effects of tillage on water erosion. Mean runoff rates were 2.26, 1.19, and 0.65 L min<sup>-1</sup> and that mean soil detachment rates were 1.53, 1.01, and 0.61 g m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup> during the 70-min simulated rainfall events for 52-, 31-, and 10-year tillage, respectively. Compared with the soil flux of 0 kg m<sup>-1</sup>, cumulative detachment amounts for the soil fluxes of 9.86 and 24.72 kg m<sup>-1</sup> increased by 40.02% and 100.94%, respectively, during the 30-min rainfall event. As tillage intensity increased, critical shear stress trended to decrease for all soil fluxes. It is suggested that tillage erosion increases soil erodibility and delivers the soil for water erosion in sloping fields, thereby accelerating water erosion.



**Резюме.** Остается невыясненным, как перемещение почвы при обработке влияет на водную эрозию, когда эти два процесса эрозии почвы одновременно происходят в холмистом ландшафте. Для количественного определения эффектов обработки почвы на водную эрозию на стоковых площадках (2 м × 8 м) с уклоном 15° были применены модельная обработка почвы и искусственные дожди. В течение 70-минутных модельных дождей средний модуль стока составлял 2,26, 1,19 и 0,65 л мин<sup>-1</sup>, а средняя скорость смыва почвы 1,53, 1,01 и 0,61 г м<sup>-2</sup> мин<sup>-1</sup> в вариантах с обработкой почвы в течение 52, 31 и 10 лет соответственно. Кумулятивный смыв в течение 30-минутного дождя в вариантах с перемещением почвы 9,86 и 24,72 кг м<sup>-1</sup> был соответственно на 40,02% и 100,94% больше, чем в варианте с перемещением 0 кг м<sup>-1</sup>. С повышением интенсивности обработки почвы критическое напряжение сдвига имело тенденцию к уменьшению для всех вариантов количественного перемещения почвы. Сделано предположение, что перемещение почвы при обработке увеличивает потенциальную эрозию и поставляет материал для водной эрозии на склонах, тем самым ускоряя водную эрозию.

**KEYWORDS:** tillage erosion, water erosion, hydrodynamic parameter, hillslope landscape

**Ключевые слова:** эрозия почв при обработке, водная эрозия, гидродинамический параметр, ландшафт холмов

## INTRODUCTION

Traditionally, soil erosion by water, wind, and gravity has been considered the only driving forces of soil redistribution. While the importance of water erosion is widely recognized, tillage erosion is also known as an important component of total soil erosion in some soils. Tillage erosion rates can be as high (or higher) as (or than) water erosion rates in hilly croplands, which rely on soil erodibility [1]. Numerous studies on soil redistribution have reported that soil redistribution is not only controlled by water and wind erosion, but also by tillage erosion. Tillage erosion is a gradual downslope transport or displacement process caused by long-term tillage operations that notably change soil properties in agricultural landscapes. However, few studies have demonstrated the effects of tillage erosion on other processes of soil erosion (e.g., water erosion).

In hilly landscapes, the most intensive erosion by water usually occurs at middle to low backslopes, yet soil movement by tillage is most severe at the upper slope positions (Figure 1) [2]. Strong interactions may exist between water erosion and tillage erosion. However, the processes of water and tillage erosion have been almost independently studied. The aim of this study is to quantify the effects of tillage erosion on runoff rates and sediment concentrations within the hillslope landscape.



**Figure 1** – An agricultural landscape showing short slopes derived from original long slopes (a); Concave formation and bedrock exposure on the hilltop due to intensive tillage erosion (b).

## MATERIAL AND METHODS

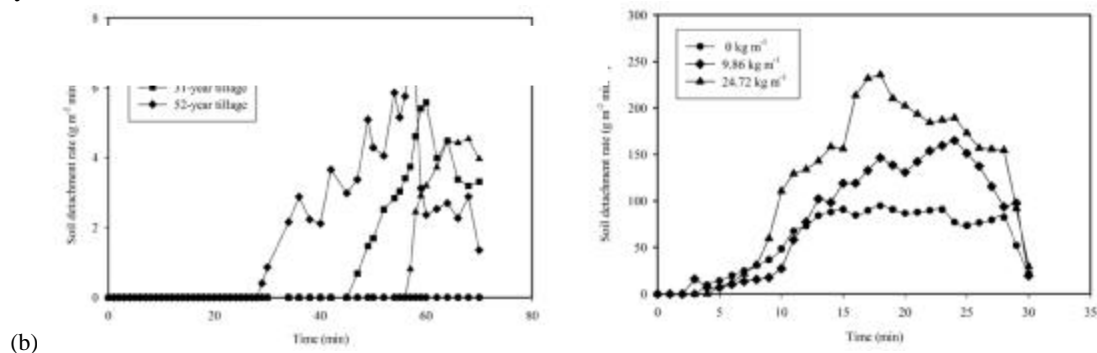
The study sites were selected in Zhongxian, in middle part of Chongqing Municipality, Southwest China (108°10' E, 30°24' N). The cultivated hillslopes are characterised by thin soil (generally 50 cm deep, underlain by rock), derived from Jurassic sandstone and mudstone. The bulk density of soil was 1.28 g cm<sup>-3</sup>, with an average of 49.62% sand, 38.62% silt, and 11.73% clay. The treatments of different tillage periods and soil fluxes (the soil transport rate per unit width in the tillage direction along a hillslope profile, i.e.,

kg m<sup>-1</sup>) were designed within runoff plots (2 m wide and 8 m long), with an average gradient of 15°. Runoff flowed into a rectangular cement trough at the bottom of the plot and was then directed to the outlet point and collected. Four types of soil profiles with different depths (bedrock exposure, 10, 20, and 45 cm deep) were established at the upper slope positions (0–3 m) of the runoff plots to represent different tillage intensities. These treatments were considered as soil depths of 10 cm and 20 cm at the upper slope positions, while the original runoff plot (i.e., 45 cm deep at the upper slope positions) was considered the control (CK). To simulate the impact of tillage erosion on rills, three artificial rills (0.20 m wide × 0.15 m deep × 4.00 m long) with a contour distance of 40 cm were established at the lower slope positions (5–8 m) of the runoff plot. The infilling soil derived from the runoff plot was crushed and passed through a 10-mm mesh sieve to filter out coarse materials, and then weighed to determine the mass of infilling soil. Simulated rainfall was applied to the runoff plots for the duration of 30 min at 90 mm h<sup>-1</sup> (for different tillage intensities) and 70 min at 50 mm h<sup>-1</sup> (for different soil fluxes) to determine runoff and soil detachment rates [3]. Surface flow velocities at the upper, middle, and lower slope positions were measured by means of KMnO<sub>4</sub> solution during the simulated rainfall event, after the flow discharge stabilized. A millimetre-scale ruler was used to determine the width of the water-crossing section [4].

## RESULTS AND DISCUSSION

**Runoff and soil detachment for different tillage intensities:** A notable difference in runoff rates and soil detachment rates was exhibited between different tillage intensities. The time gap between rainfall initiation and runoff occurrence varied with tillage intensity. The mean runoff rates were 2.26, 1.19, and 0.65 L min<sup>-1</sup> and the mean soil detachment rates were 1.53, 1.01, and 0.61 g m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup> during the 70-min rainfall event for 52-, 31-, and 10-year tillage, respectively (Figure 2). The results indicate that the impacts of intensive tillage on runoff and soil detachment rates were remarkable, and varied with increasing tillage intensities on steep lands.

The average runoff rates increased by 39.46% and 56.36% for the soil fluxes of 9.86 and 24.72 kg m<sup>-1</sup>, respectively, compared with the soil flux of 0 kg m<sup>-1</sup>. The average soil detachment rates for the soil fluxes of 0, 9.86, and 24.72 kg m<sup>-1</sup> were 57.00, 78.16, and 115.07 g m<sup>-2</sup> min<sup>-1</sup>, respectively (Figure 2), showing an increase with the increase of soil fluxes. These results indicate that the soil flux exerts an important impact on the runoff rates and sediment concentrations in sloping landscapes. In this study, simulated infilling of rills represented a soil delivery mechanism for rills by tillage. As a result, tillage erosion acts as a delivery mechanism for water erosion, accelerating the process of water erosion in the case of sloping systems [2, 5].



**Figure 2** – Soil detachment rates under different tillage intensities (a) and soil fluxes (b)

The above results can be explained by the following effects. First, the depth of soil profiles at the upper slope positions is generally so shallow that only a cultivated layer exists due to tillage erosion and thus only absorbs a small amount of rainfall. Second, the slow but cumulative removal of topsoils by intensive tillage exposes subsoil and thereby jeopardises the overall soil texture and quality, which become more susceptible to water erosion. If soil infiltration and water-holding capacity were limited, then water accumulation and flow downslope combined with the movement of soil particles would exacerbate the extent of soil and water losses. Third, the deposited soils by tillage at the lower slope positions were carried away from the plot by water flow.

**Hydrodynamic parameters for different tillage intensities:** Mean flow velocity increased with increasing tillage intensity. Among different tillage intensities, 52-year tillage had the highest mean flow velocity.

ty, with 63.37% and 53.82% higher than that for 10- and 31-year tillage, respectively, implying that mean flow velocity remarkably increased after long-term tillage. Therefore, remarkable changes in mean flow velocity due to tillage erosion occurred close to the boundaries of the steep slope field as a result of remarkable erosion at the upper slope positions and notable deposition at the lower slope positions.

For different tillage intensities, mean runoff depth and effective shear stress tended to gradually decrease at the upper slope positions, but an increase trend occurred at the middle (3–6 m) and lower slope positions with increasing tillage intensity (Table 1). The most obvious changes in mean runoff depth occurred for 52-year tillage, with a decrease of 49.80% (46.44%) at the upper slope positions and an increase of 237.80% (134.75%) at the lower slope positions, compared with those of 10-year (31-year) tillage. The change in effective shear stress followed a pattern similar to runoff depth at all slope positions for different tillage intensities. At the lower slope positions, the highest value of effective shear stress was observed in the soil flux of 30 kg m<sup>-1</sup>, and effective shear stress was 104.63% and 78.23% higher than that for the soil fluxes of 0 kg m<sup>-1</sup> and 9.86 kg m<sup>-1</sup>, respectively. Additionally, significant differences ( $P < 0.05$ ) in effective shear stress were found among different slope positions for the same soil flux, suggesting that effective shear stress was strongly influenced by landscape positions on steep slopes. An increase in flow velocity will increase soil and water losses in steeply sloping landscapes, either by enhancing soil detachment or by limiting the protective effect of the thin layer of soil moving with the runoff flow [4, 6]. Therefore, it is likely that soil detachment rates were enhanced by the increase of mean flow velocity due to intensive tillage.

## CONCLUSIONS

Intensive tillage effects on water erosion are closely related to soil redistribution by tillage.

Mean runoff rates and mean soil detachment rates increased with tillage intensities, and thus soil and water losses tended to increase with increasing tillage intensity.

An increase in the soil infilling of rills caused the increase in runoff and sediment concentrations.

The process of tillage erosion may create an accelerating mechanism of water erosion, and conversely, decreasing tillage intensity can efficiently reduce soil and water losses in the hillslope landscape.

**Table 1** – Hydrodynamic parameters for different soil fluxes at different slope positions

| Soil flux (kg m <sup>-1</sup> ) | Horizontal length (m) | Mean flow velocity (m min <sup>-1</sup> ) | Men runoff depth (mm) | Effective stress (Pa) | shear |
|---------------------------------|-----------------------|---|-----------------------|-----------------------|-------|
| 0                               | 0–3                   | 2.41±0.0.28Aa                             | 2.39±0.29Aa           | 6.06±0.74Aa           |       |
|                                 | 3–6                   | 4.76±0.64Aa                               | 1.21±0.17ABb          | 3.07±0.44ABb          |       |
|                                 | 6–8                   | 13.62±2.17Ab                              | 0.43±0.07Ac           | 1.08±0.19Ac           |       |
|                                 | Mean                  | 6.93±5.25 $\alpha$                        | 1.34±0.87 $\alpha$    | 3.41±2.21 $\alpha$    |       |
| 9.86                            | 0–3                   | 3.33±0.21Ba                               | 1.63±0.10Ba           | 4.13±0.26Ba           |       |
|                                 | 3–6                   | 6.02±1.18Aa                               | 0.92±0.18Ab           | 2.34±0.46Ab           |       |
|                                 | 6–8                   | 11.38±2.29Bb                              | 0.49±0.11Ac           | 1.24±0.28Ac           |       |
|                                 | Mean                  | 6.91±3.78 $\alpha$                        | 1.01±0.98 $\alpha$    | 2.57±1.30 $\alpha$    |       |
| 24.72                           | 0–3                   | 3.75±0.38Ba                               | 1.82±0.17Ba           | 4.63±0.44Ba           |       |
|                                 | 3–6                   | 5.11±0.37Aa                               | 1.33±0.10Bb           | 3.38±0.26Bb           |       |
|                                 | 6–8                   | 8.01±1.51Bb                               | 0.87±0.18Bc           | 2.21±0.46Bc           |       |
|                                 | Mean                  | 5.62±2.05 $\alpha$                        | 1.34±0.43 $\alpha$    | 3.41±1.10 $\alpha$    |       |

Note: Data are means  $\pm$  standard deviation ( $n = 3$ ). Different lower case letters indicate significant differences among different horizontal lengths of the slopes for the same tillage treatment ( $P < 0.05$ , LSD). Different upper case letters indicate significant differences among different tillage treatments for the same horizontal length ( $P < 0.05$ , LSD). Different Greek letters indicate significant differences in mean values after different tillage treatments ( $P < 0.05$ , LSD).

## ACKNOWLEDGMENTS

The authors wish to acknowledge the financial support for this study provided by the National Natural Science Foundation of China (41571267) and the National Basic Research Program of China (2015CB452704).

## REFERENCES

- [1]Blanco, H., Lal, R., 2008. Principles of soil conservation and management. Springer, Netherlands, pp. 108–135.
- [2]Govers, G., Quine, T.A., Desmet, P.J.J., Walling, D.E., 1996. The relative contribution of soil tillage and overland flow erosion to soil redistribution on agricultural land. *Earth Surface Processes and Landforms* 21, 929–946.
- [3]Wang, Y., Zhang, J.H., Zhang, Z.H., Jia, L.Z., 2016. Impact of tillage erosion on water erosion in a hilly landscape. *Science of the Total Environment* 551-552, 522-532.
- [4]Shi, Z.H., Fang, N.F., Wu, F.Z., Wang, L., Yue, B.J., Wu, G.L., 2012. Soil erosion processes and sediment sorting associated with transport mechanisms on steep slopes. *Journal of Hydrology* 454, 123–130.
- [5]Zhang, J.H., Wang, Y., Zhang, Z.H., 2014. Effect of terrace forms on water and tillage erosion on a hilly landscape in the Yangtze River Basin, China. *Geomorphology* 216, 114–124.
- [6]Fox, D.M., Bryan, R.B., 1999. The relationship of soil loss by interrill erosion to slope gradient. *Catena* 38, 211–222.

### Chapter II/54: HOW THE CHANGED CLIMATE INFLUENCES SOIL EROSION PROCESSES? A HIGH-RESOLUTION PROJECTION ON CATCHMENT SCALE

#### Глава II/54: Как изменения климата влияют на процессы эрозии почв? Прогнозная модель высокого разрешения в масштабе водосбора

Anne Routschek\*<sup>1</sup>; Jürgen Schmidt<sup>1</sup>; Frank Kreienkamp<sup>2</sup>

DOI 10.25680/9789.2018.70.84.151

\*Email: [amichael@ioez.tu-freiberg.de](mailto:amichael@ioez.tu-freiberg.de)

1.Technical University Freiberg; Soil and Water Conservation Unit, Agricolastrasse 22, 09599 Freiberg, Germany,

2.Deutscher Wetterdienst, Michendorfer Chaussee 23, 14473 Potsdam, Germany

**ABSTRACT.** The aim of this study was to quantify the impact of climate change on soil loss at catchment scale. Simulations were performed for three catchments in West, North and East Saxony/Germany. The study is based on the A1B IPCC-scenario and model outputs of four models: ECHAM4-OPYC3 (general circulation model), WETTREG (statistical downscaling climate model), METVER (hydrological model) and EROSION 3D as a process-based soil erosion model. Simulations were run for measured and projected single rainstorm events at a temporal resolution of five minutes. Soil loss was simulated for two future periods (2041- 2050, 2091-2100) and compared to a reference period (1989-2007). Expected changes in land use, soil management due to changed crop rotation and shifted harvest date are taken into account in scenario studies. The impact of the expected increase of precipitation intensities leads to a significant increase of soil loss by 2050 and a partly decrease by 2100. The impacts of land use, soil management and soil properties on soil loss are higher than the effects of changed precipitation patterns.

**Резюме.** Целью этого исследования являлась количественное определение воздействия изменения климата на потери почвы в масштабе водосбора. Было выполнено моделирование для трех водосборов на западе, севере и востоке земли Саксония (Германия). Исследование основано на сценарии МГЭИК А1В и результатах расчетов четырех моделей: ECHAM4-OPYC3 (модель общей циркуляции атмосферы), WETTREG (статистическая модель пространственной детализации климата), METVER (гидрологическая модель) и EROSION 3D в качестве механистической модели эрозии почвы. Моделирование проводилось для отдельных наблюдаемых и расчетных ливней с временным разрешением 5 минут. Потери почвы были смоделированы для двух будущих периодов (2041-2050 гг., 2091-2100 гг.) и сравнены с периодом 1989-2007 гг. В сценариях учтены ожидаемые изменения землепользования и технологические воздействия на почву, обусловленные изменениями севооборотов и сдвигом дат уборки урожая. Воздействие ожидаемого повышения интенсивности осадков приводит к существенному увеличению потерь почвы к 2050 г. и частичному уменьшению к 2100 г. Влияние землепользования, технологических воздействий и свойств почвы на потери почвы выше, чем эффект изменения динамики осадков.

**KEYWORDS:** Climate change, soil erosion model, regional climate and landscape modeling

**Ключевые слова:** Изменение климата, модель эрозии почв, региональное моделирование климата и ландшафта

## INTRODUCTION

The increase of global temperature influences, among others, regional weather circulation patterns and leads to a modified frequency and intensity of heavy rainstorms. Because soil erosion is mostly the result of extreme but short rainfall events, changes in frequency and intensity of precipitation should affect soil erosion processes. Furthermore climate changes influence a variety of physical and chemical soil properties which interact on infiltration and soil erosion processes. Climate change forces land use changes. New crops, crop rotations and management practices will be implemented to accommodate the new climate regime. To consider all these processes, predicting climate and soil erosion models have become indispensably tools for assessing the response of soil erosion to a future climate. In this study the scenario-based approach was applied to incorporate future land-use and management changes with the aim to quantify the impact of climate change on soil loss at catchment scale at high temporal and spatial resolution.

## MATERIAL AND METHODS

**Climate simulation:** Peaks of rainfall intensity mostly persist from several minutes till only a few hours. A daily or even hourly resolution of precipitation data cannot record the nature of heavy rainfall events which are setting off erosion processes. A previous limitation of simulated climate data was the temporal resolution of available outputs: predicted precipitation primary consists of monthly or daily data. Weather generators within downscaling models are used to disaggregate monthly data into finer resolved data. The application of the WETTREG-Model allows to project future climate data in high temporal resolution for local climate stations, if long-term measurements in the same high temporal resolution are available. In this study, a five-minute-resolution of precipitation was used for measured and simulated precipitation data. WETTREG (weather situation-based regression method) is an empirical statistical downscaling method that links large-scale features of the atmosphere to locally measured climate data. The model was developed and described in detail by Enke [1, 2].

**Simulation of soil erosion:** EROSION 3D, developed by Schmidt [3], is a field-tested and widely validated, process-based computer model for prediction of surface runoff and soil erosion by water in catchments. A broad overview about model physics, its validation and the state of the art of the existing 3D soil erosion models is given among others by [4, 5, 6]. The model EROSION 3D, as applied in this study, was developed with the intention to provide an easy-to-use tool for erosion prediction in soil and water conservation planning and assessment. The EROSION 3D model is predominantly based on physical principles. For each single rainfall a soil file describing the actual soil conditions has to be created. EROSION 3D is able to provide long-term simulations by connecting soil-data-files with precipitation-data-files in a batch routine. Simulations were performed on basis of an official data base provided by the state agencies of Saxony. Spatial resolution was adjusted to a 10x10m-Raster ASCII-format by GIS.

**Simulation of soil moisture:** METVER is a meteorological evaporation model, developed by Mueller [7]. METVER is a one-layer-model based on the approach of Turc [8] and its modification by Wendling et al. [9]. Three types of input data were needed: climate data, soil-hydrological data and land use parameter. Climate data were provided by the National German Weather Service for the reference-period from 1998-2007 for the climate stations in West-, North- and East-Saxony. Climate data for the projected periods from 2041-2050 and 2091-2100 were calculated by WETTREG [10]. Out of ten equally likely WETTREG-simulations the runs with the highest (MAX) and the lowest medium precipitation intensity (MIN) were chosen for the calculation of the soil moisture. Results were the daily water contents [Vol.-%] in the upper layer of the topsoil (0-10 cm) for the described soils and crops within the three catchments for the reference and the two future periods.

**Site description:** Three small hydrological catchments were chosen near the three climate stations. Each catchment represents a natural region of Saxony: catchment “East” the lower and middle Erzgebirge mountain region in the Southwest, catchment “North” the Saxon loess belt in the North and catchment “East” the Lusatia loess belt in the East of Saxony. Typical crops and crop rotations for these sites were provided by the Saxon State Agency (Table 1).

**Table 1:** Catchment properties

| Catchment | Size [km <sup>2</sup> ] | Altitude [mNN] | Arable land [%] | Texture [%]: Clay/Silt/Sand |
|-----------|-------------------------|----------------|-----------------|-----------------------------|
| West      | 1.01                    | 465 - 628      | 56              | 12/45/43                    |
| North     | 2.32                    | 134 - 213      | 88              | 14/76/10                    |
| East      | 2.69                    | 185 - 365      | 74              | 14/76/10                    |

**Model-chain and Scenarios:** The general circulation model ECHAM4-OPYC3 drives the statistical downscaling model WETTREG. In addition, WETTREG is fed with long term measured high resolved data of the selected climate stations. WETTREG delivers as well simulated daily temperature, radiation and precipitation to the METVER-Model as high resolved simulated precipitation data until 2100 to EROSION 3D. METVER determines daily soil moisture for the different soils and crops within the selected catchments. The calculated soil moistures are transferred to EROSION 3D as model input (figure 1).

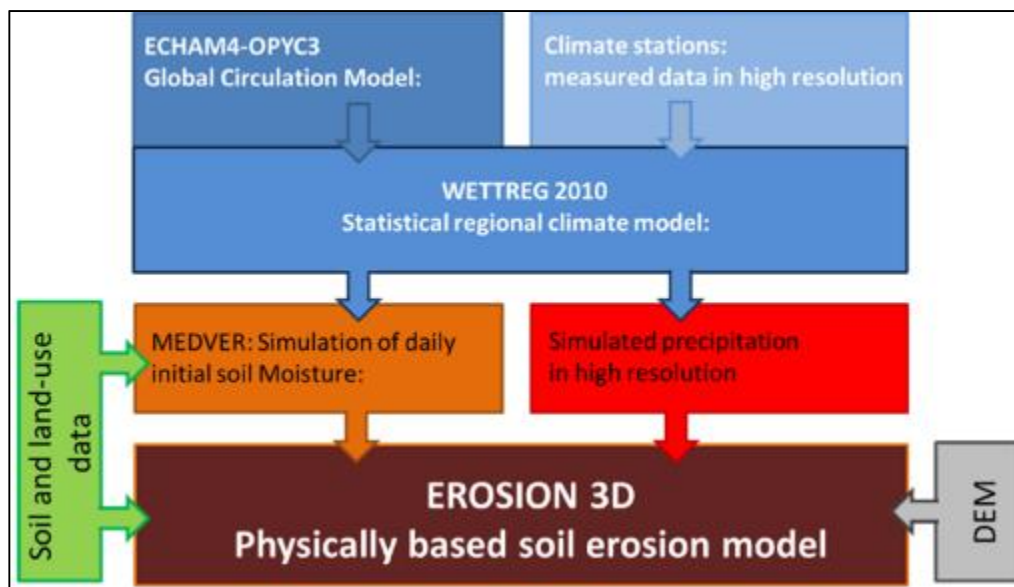


Figure 1: Model-chain

Table 2 gives an overview about computed scenarios. Soil parameters were derived from a parameter catalogue [4] in dependence of soil texture, soil cover, tillage practice and season accordingly to the date of precipitation (measured and simulated).



**Table 2:** Scenarios

| Scenario name  | Land use description  |
|--|---|
| Reference-scenario 1998-2007   | plough, crop rotation, nearly no plant residues   |
| Future-scenarios 2041-2050, 2091-2100<br>“conventional tillage”,<br>“conservation tillage”<br>“no tillage” | plough, crop rotation, nearly no plant residues<br>cultivator, crop rotation, 20% plant residues<br>cross slot technique, crop rotation, 70% plant residues |
| Future-scenario 2041-2050, 2091-2100<br>“decreasing TOC”   | likewise “conventional tillage”<br>TOC until 2050: -0.1%, TOC until 2100: -0.2%   |
| Future-scenario (August/September)<br>“changed phenology”  | likewise “conventional tillage”, earlier harvest  |

## RESULTS

**Impacts of climate change on heavy rainstorms:** Simulated rainstorms for both future periods (runs MIN and MAX) have been interpreted with regard to frequency and intensity in comparison with measured rainstorms for the reference period. While the total amount of precipitation by heavy rainstorms will slightly increase in future, the number of heavy rainstorms with intensities  $\geq 0.1$  mm/min will decrease for the tree climate stations. Differentiation from West to East (higher number of rainstorms in West, lower in East) is maintained. However, the distribution of heavy rainstorms within the year will clearly change: The number of extreme events will decrease from May until September and increase from October until April. This trend will aggravate until the end of the century. The number of rainstorms with lower intensities will decline compared to the present state. In contrast to that trend, the frequency of rainstorms with high and very high intensities ( $> 1.0$  mm/min) will increase.

**Impacts of climate change on soil moisture:** While the total amount of precipitation is decreasing and the duration of sunshine is strongly increasing, soils become more dry under predicted climate conditions. Soil moisture values calculated with METVER were assigned to following categories: “dry”, “low moist”, “moist” and “very moist” [11] in order to visualize any changes in the allocation of soil humidity. At all climate stations the number of “very moist” days is decreasing, while the number of “low moist” days is increasing.

### Impacts of climate change on soil erosion

**Reference scenario 1998-2007:** In a first step, the soil loss during the reference period from 1998-2007 was calculated. Conventional tillage and typical crop rotation were assumed. A total soil loss of 22 t/ha was calculated for the reference period in the catchment “West”, 111 t/ha in “North” and 160 t/ha in “East”. The differences in soil loss between the three sites can be explained by the various soils.

**Future scenario “conventional tillage”:** In catchment “West” soil loss will triple until 2050 and drop to the present level until the end of the century. In “North” soil loss will increase by approximately 13% until 2050. The projection for the second future period is not clear: For the MIN-run a moderate increase (+ 37%) was calculated, for the MAX-run a slight decrease (- 6%) was calculated due to low initial soil moistures. The soil erosion risk remains at a very high level. Comparing the reference period with the MIN-run, a higher (+ 23%) soil loss was simulated in “East”, while for the MAX-run a lower soil loss (- 66%) was determined. Likewise in “North”, the future soil erosion risk remains at a high level until the mid of the century. Yet, it does not increase clearly. Until the end of the century the soil erosion risk drops markedly down (- 56 to - 92%) due to much lower initial soil moistures.

**Future scenarios “conservation tillage” and “no-tillage”:** The scenario “conservation tillage” resulted in a reduction of soil loss by 75% compared to the future scenario “conventional tillage”. Even 91% were calculated for the scenario “no-tillage” (average for all three catchments).

**Future scenarios “decreasing Total Organic Carbon”:** The review of recent literature implies a moderate decrease of organic carbon content in soils through the faster residue decomposition from increased microbial activity. The speed of this process depends on various physical, chemical and management factors. Kolbe [12] listed the projected development of the contents of organic carbon in top-soils of Saxony. Based on these data, an average decrease of 0.1% until 2050 and 0.2% until 2100 were assumed for the future scenario “decreasing TOC”. Incorporating this assumption, it results in an additional increase of soil loss of about 2-4% until 2050 and of about 5-14% until 2100.

**Future scenarios “changed phenology”:** Chmielewski et al. [13] and Estrella [14] investigated the trends of the future phenology of crops. While the shift of the date of sowing will be only minor, the har-

vesting date of many crops will be shifted notably. For the investigated time period only four heavy rainstorms fell into the timeslot between former and future harvest date. For these few cases, the shift of phenology causes a significant increase in soil loss. Certainly the amount of soil loss depends on the soil conditions after harvest (figure 2).

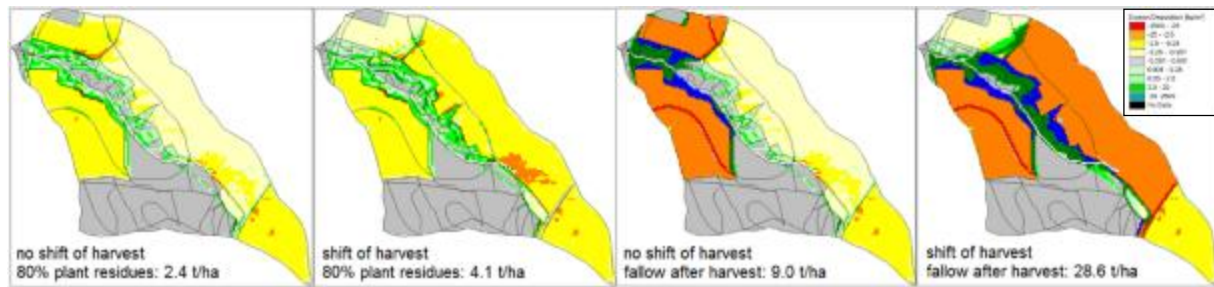


Figure 2: Climate change and shifted harvest with different managements in August 2043 (MAX-run) – catchment “West” – in comparison with present harvest dates

## CONCLUSIONS

1. The predicted change of the regional weather circulation patterns will lead to increased or unchanged soil erosion rates until 2050 in Saxony/Germany. Until the end of the century, decreases of soil erosion rates are generally projected. The main reason for the decrease of soil erosion rates in the second half of the century are lower initial soil moistures due higher temperatures, radiation and a decline of total precipitation amount.
2. Precipitation intensities of extreme events will accelerate, although the total number of such events is dropping down. Additionally the occurrence of rainstorms within the year will change: The number of rainstorms will decrease during summer and increase during the winter half-year. This trend will intensify until the end of the century.
3. Soil management affects soil erosion rates much more than the impact of the predicted climate change. Permanent conservation tillage and no-tillage proves to preserve soil best with respect to climate change. A stable soil structure due to minimal soil disturbance and a high soil cover all year round are of prime importance. Current soil protection measures are suitable for soil conservation at conditions of a changing climate.
4. The statistical downscaling model WETTREG turned out to be a robust method according to state of the art. Its major advantage, unlike previous studies, is the reproduction of rainstorms at a very fine scale (resolution of 5 minutes). This fine scale is necessary to drive event based soil erosion models in order to simulate soil erosion processes as precise as possible.
5. This study was conducted as a first approximation of the impact of climate and land-use changes on soil loss at a fine temporary scale. With progressing climate research and improvement of model concepts of regionalisation, the projections will become more detailed, faster and robust.

## REFERENCES

- [1]Enke, W., Spekat, A., 1997. Downscaling climate model outputs into local and regional weather elements by classification and regression. *Climate Research*, 8, 195– 207.
- [2]Spekat, A., Kreienkamp, F., Enke W., 2010. An impact-oriented classification method for atmospheric patterns. *Physics and Chemistry of the Earth* 35 (2010), 352–359.
- [3]Schmidt, J., 1990. A mathematical model to simulate rainfall erosion. *Catena (Suppl. 19)*, 101-109.
- [4]Michael, A., 2000. Anwendung des physikalisch begründeten Erosionsprognosemodells EROSION 2D/3DEmpirische Ansaetze zur Ableitung der Modellparameter. Dissertation TU Bergakademie Freiberg, Freiburger Forschungshefte, Reihe Geowissenschaften.
- [5]Klik, A.; Zartl, A.S.; Hebel, B. & Schmidt, J., 1998. Comparing RUSLE, EROSION 2D/3D, and WEPP soil loss calculations with four years of observed data. ASAE Paper No. 982055.
- [6]Schindewolf, M., Schmidt, J., 2012. Parameterization of the EROSION 2D/3D soil erosion model using a small-scale rainfall simulator and upstream runoff simulation, *Catena* 91, 47-55.
- [7]Müller, J., 1987. Verdunstung landwirtschaftlicher Produktionsgebiete in ausgewählten Vegetationsabschnitten und deren statistische, modellmäßige und kulturbezogene Bewertung. Dissertation Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg.

- [8]Turc, L., 1961. Estimation of irrigation water requirements, potential evapotranspiration: A simple climatic formula evolved up to date. (in French). Ann. Agron., 12, 13-49, 1961.
- [9]Wendling, U., Schellin, H.-G., Thomae, M., 1991. Bereitstellung von täglichen Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für die Zwecke der agrarmeteorologischen Beratung. – Z. Meteorol. 41: 468–475.
- [10]Kreienkamp, F., Spekat, A., Enke, W., 2010. Erstellung von zeitlich hoch aufgelösten Szenarien. Im Auftrag der TU Bergakademie Freiberg, Bereich Boden- und Gewässerschutz, Auftrag 1260-10.
- [11]Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (Hrsg.), 2005: Bodenkundliche Kartieranleitung, KA5, 5.Auflage, Hannover.
- [12]Kolbe, H., 2009: Klimawandel und C-Sequestrierung - Auswirkungen differenzierter Land- und Bodenbewirtschaftung auf den C- und N-Haushalt der Böden unter Berücksichtigung konkreter Szenarien der prognostizierten Klimaänderung im Freistaat Sachsen. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Heft 23/2009.
- [13]Chmielewski, F.-M., Müller, A., Bruns, E., 2004: Climate changes and trends in phenology of fruit trees and field crops in Germany 1961\_2000. Agriculture and Forest Meteorology 121, 69-78.
- [14]Estrella, N., 2007. Räumliche und zeitliche Variabilität von phänologischen Phasen und Reaktionen im Zuge von Klimaveränderungen. (Spatial and temporal variability of phenological events and responses due to climate change). Dissertation, TU München.

**Глава II/55: ДЕГРАДАЦИЯ ПОЧВ ВЫСОКОГОРНЫХ ЛАНДШАФТОВ  
СЕВЕРО-ВОСТОЧНОГО СКЛОНА БОЛЬШОГО КАВКАЗА**  
**Chapter II/55: Soil Degradation of Highland Landscapes of Northeast Slope in the Big Caucasus**

**Джасарат А. Шабанов, Татьяна А. Холина\***

DOI 10.25680/2002.2018.67.76.152

\*Эл. Почта: [tatyana\\_xolina@mail.ru](mailto:tatyana_xolina@mail.ru)

Бакинский Государственный университет, ул. 3. Халилова, 23, Баку, Азербайджан

**РЕЗЮМЕ.** В высокогорных системах происходит интенсивное развитие деградационных процессов, что может привести к полной потере почвенного покрова и образованию бедлендов. Поэтому изучение современного состояния высокогорных ландшафтов и распространенных там почв является актуальной задачей. В представленной работе дана характеристика высокогорных ландшафтов, определены такие важнейшие показатели плодородия распространенных там почв, как содержание гумуса, валового азота и фосфора, сумма обменных оснований и pH. Определены также такие физические показатели пастбищных почв, как плотность, водопроницаемость и общая пористость. Выявлено, что в основном процессы деградации в этой зоне связаны с антропогенной деятельностью, прежде всего нерациональным использованием пастбищ, перевыпасом. В заключении даны рекомендации по предотвращению дальнейшего ухудшения почв высокогорных ландшафтов, снижению продуктивности произрастающих на них ценозов.

**Abstract.** In mountainous systems there is an intensive development of degradation processes, which can lead to a complete loss of soil cover and the formation of badlands. Therefore, the study of the current state of alpine landscapes and the soils distributed there is an urgent task. In the presented work the characteristic of high-mountainous landscapes is given, such important indicators of fertility of the soils distributed there as the content of humus, gross nitrogen, phosphorus, the sum of exchange bases and pH are given. The physical characteristics of pasture soils, such as density, water permeability and total porosity, are also determined. It was revealed that mainly the degradation processes in this zone are related to anthropogenic activities, primarily irrational use of pastures, overgrazing. In conclusion, recommendations are given to prevent further deterioration of soils in high-mountainous landscapes, and to prevent a decrease in the productivity of vegetation growing on them.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** эрозионные процессы, субнивальный ландшафт, альпийские и субальпийские луга, пастбища и сенокосы, пастбищная дигрессия

**Keywords:** erosion processes, subnival landscape, alpine and subalpine meadows, pastures and hay-fields, pasture digression

## ВВЕДЕНИЕ

Ландшафты являются основным компонентом экосистемы, территориально-природной единицей. Ландшафты находятся под постоянным воздействием деятельности человека, в результате чего происходит изменения вплоть до исчезновения одних ландшафтов и возникновения новых их модификаций [1]. Для сохранения ландшафтных экосистем необходимо соблюдение природоохранных мероприятий, контроль за использованием природных ресурсов, своевременное прогнозирование природных явлений. А все это можно осуществить путем всестороннего изучения состояния ландшафтных комплексов, прежде всего почвенного покрова. Многие ученые как в нашей стране, так и за рубежом проводили исследования почв высокогорных систем [2-13].

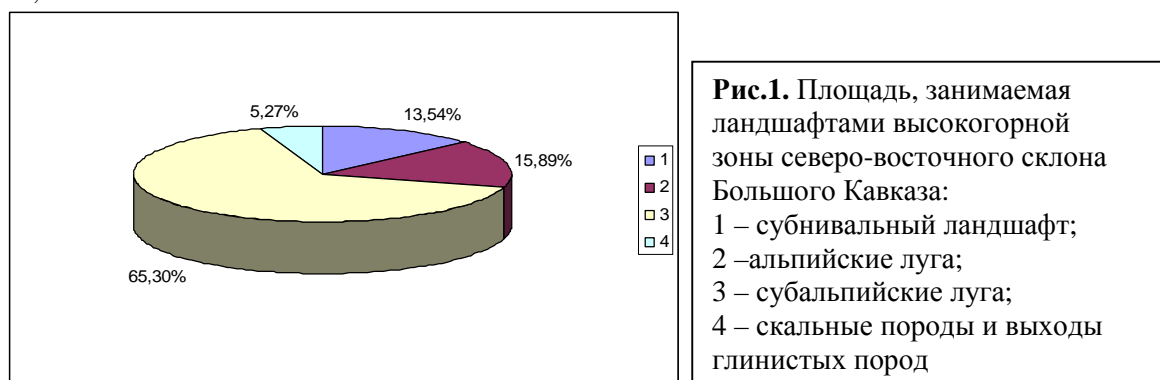
## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Объектом исследования являются почвы высокогорных ландшафтов северо-восточной части Большого Кавказа площадью 301924,04 га. При полевых исследованиях были заложены 30 ключевых площадок по 3 почвенных разреза в каждой. На месте изучались морфологические признаки почв каждого генетического горизонта и взяты пробы почвенных образцов для химических и физико-химических анализов, а также изучалась биопродуктивность альпийских и субальпийских лугов. Далее в лаборатории проводился физико-химический анализ почвенных образцов по следующим методикам: гранулометрический состав – по Н.А.Качинскому; гигроскопическая влажность – термическим методом; гумус – по методу И.В.Тюрина; общий азот – по Кьельдалю; общий фосфор – по А.М.Мещерякову; поглощенные основания – по Д.И.Иванову; рН водной суспензии – потенциометрическим методом [14]. Для расчета величины фитомассы мы использовали данные, полученные в Институте почвоведения и агрохимии, а также свои собственные. На месте закладки почвенной ключевой площадки выбирались три участка (м<sup>2</sup>) с характерной растительностью, ее скашивали, затем высушивали до воздушно-сухого состояния и взвешивали. Далее рассчитывалась надземная фитомасса на 1 га [15].

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Высокогорная зона северо-восточного склона Большого Кавказа приурочена к высотам от 2000 до 4500 м над уровнем моря. Сюда входит нивальный и субнивальный комплекс, развитый на самых повышенных местах, превышающих снеговую границу Большого Кавказа на горах Базардюзю, Туфандаг, Бабадаг, Шахдаг и высокогорно-луговой комплекс, представленный альпийскими и субальпийскими лугами, а на хорошо дренированных и относительно выровненных участках - луговыми степями.

На диаграмме (рис.1) показаны площади, занимаемые ландшафтами высокогорной зоны. Как видно из диаграммы, самую большую площадь высокогорной зоны занимают субальпийские луга – 65,30% территории, затем альпийские луга – 15,89% и субнивальный ландшафт занимает 13,54%.



**Рис.1.** Площадь, занимаемая ландшафтами высокогорной зоны северо-восточного склона Большого Кавказа:  
1 – субнивальный ландшафт;  
2 – альпийские луга;  
3 – субальпийские луга;  
4 – скальные породы и выходы глинистых пород

**Субнивальный ландшафт.** Этот ландшафт занимает площадь 40861,62 га от общей площади высокогорной зоны изучаемой территории. Он развит на оголенной каместой-чингильной и скалистой территории шириной от 2-3 до 20 км [16]. Среднегодовая температура воздуха здесь ниже 0°; годовое количество осадков – 600-700 мм [17].

Распространенные здесь местами горно-луговые примитивные почвы занимают 40861,62 га от общей площади территории. Эти почвы относятся к категории сельскохозяйственно-непригодных земель. В скальной зоне растительность почти не развита, лишь кое-где встречается единичная растительность, приспособившаяся к суровым природным условиям. Для ускорения формирования растительного покрова целесообразно проводить посев семян кормовых трав.

**Альпийские луга.** Данная зона располагается между субнивальным ландшафтом и субальпийскими лугами. В альпийском поясе луговая растительность встречается отдельными массивами, которые иногда прерываются каменистыми осыпями. В растительности преобладают злаки и многие виды разнотравья. Основным дернообразователем является овсяница, в отдельных случаях встречается пупавка, костер, манжетка. Общая величина биомассы в альпийских лугах не превышает 80-105 ц/га.

Климат высокогорной зоны суров, холодный период с морозными днями продолжителен, вегетационный период короткий. В альпийских лугах годовая величина радиационного баланса составляет 30-34 ккал/см<sup>2</sup>, а относительного увлажнения – 65-75% [17].

Горно-луговые дерново-торфянистые почвы являются типичными почвами альпийских лугов. Площадь этих почв на изучаемой территории составляет 47982,29 га. Отличаются они плотной дерниной со слабой оторфованностью, малой мощностью профиля и высокой защемленностью всего профиля. Гумуса в данных почвах содержится в верхнем горизонте (0-20 см) в среднем 7,91%; валового азота в среднем 0,43%; валового фосфора в этом же горизонте 0,27%. Основаниями данная почва насыщена хорошо: 42,60 мг-экв/100 г почвы. Реакция почвенного раствора кислая или слабокислая (рН 5,4-6,1).

Горно-луговые дерново-торфянистые почвы вместе с другими подтипами горно-луговых почв составляют основной земельный фонд кормовых угодий республики. Для поднятия продуктивности пастбищ необходимо проводить борьбу с эрозией почв, применять минеральные удобрения, а на нарушенных участках искусственное травосеяние.

**Субальпийские луга.** Субальпийская зона лежит чуть выше верхней границы горных лесов. Тип климата субальпийских лугов также холодный с сухой зимой. Среднегодовая температура составляет 4,7-5,0<sup>0</sup>С. Относительное увлажнение 65-75% [16].

Растительность представлена злаковыми, злаково-разнотравными, умеренно-влажными субальпийскими лугами. Общая биомасса растительности субальпийских лугов в пределах 285-349 ц/га. В субальпийском поясе изучаемой территории распространены горно-луговые дерновые, горно-луговые черноземовидные и горные лугово-степные почвы.

Площадь горно-луговых дерновых почв на исследуемой территории составляет 127510,68 га. Среднее содержание гумуса в верхнем горизонте по данным наших анализов составляет 8,06%; среднее содержание азота в этом горизонте 0,46% и фосфора 0,28%. Сумма поглощенных оснований в верхнем горизонте 43,05 мг-экв/100 г почвы. Реакция почвенного раствора 5,5-6,7. Территории высокогорных лугов характеризуются сложным геоморфологическим строением и значительным вертикальным и горизонтальным расчленением. Здесь имеется густая долиново-овражная сеть 3,5-5,0 км/км<sup>2</sup>. Поэтому здесь широко развиты формы рельефа, сформировавшиеся вследствие гравитационных процессов: обвалов, оползней, осыпей, обуславливающее уменьшение площади горных лугов.

Горно-луговые черноземовидные почвы занимают 35857,75 га. Формируются они в условиях промывного режима на остаточной коре выветривания известняков и на карбонатных сланцах. Поэтому характер распределения карбонатов по профилю или наличие карбонатных точек в иллювиальном горизонте служат важным диагностическим признаком данных почв [4]. Растительность представлена субальпийским высокотравьем с участием злаков. У горно-луговых черноземовидных почв, в отличие от горно-луговых дерновых, дернина имеет степной характер, степень одернованности более глубокая, мощность дернины доходит до 15-20 см. Содержание гумуса в верхнем горизонте в среднем 8,70%; валового азота 0,31%, содержание валового фосфора в этом же слое 0,24%. Емкость поглощения данных почв довольно высокая: в верхнем слое 44,65 мг-экв/100 г почвы. Реакция почвенного раствора слабокислая или близкая к нейтральной – рН 5,9-6,8.

Горно-луговые черноземовидные почвы относятся к высокопродуктивным и входят в основной фонд земель Азербайджана для пастбищных и сенокосных угодий. Часть их распахивается под зерновые культуры и картофель.

Горные лугово-степные почвы приурочены на данной территории к высотам 1900-2100 м. Они занимают площадь 33797,70 га на данной территории и расположены в более сухих районах вы-



сокогорий с высокой естественной дренированностью территории и хорошей водопроницаемостью коренных пород. В растительном покрове преобладают более ксерофитные злаково-разнотравные ценозы с сомкнутым травостоем. Для морфологических признаков горных лугово-степных почв характерна относительно слабая дифференциация профиля на генетические горизонты, большая мощность и более глубокая одернованность, по сравнению с горно-луговыми почвами, зернисто-пылеватая структура верхних горизонтов, высокая биологическая обработанность [3].

Гумуса в этих почвах содержится в среднем 6,88% в верхнем горизонте; валового азота 0,41%; среднее содержание валового фосфора 0,23%. Сумма обменных оснований в среднем в верхнем горизонте составляет 38,47 мг-экв/100 г почвы. Реакция почвенного раствора в основном слабокислая или нейтральная (6,4-7,1).

Горные лугово-степные почвы используются как сенокосные угодья и входят в основной фонд земель кормовых угодий республики.

Как отмечено выше, почвы высокогорных ландшафтов подвержены различным видам деградации, основной причиной которых является развитие эрозионных процессов. 52,8% почв летних пастбищ данной территории подвержены эрозии в различной степени, из них 22,7% сильно эродированы. Прежде всего, развитие эрозии высокогорных ландшафтов связано с выпасом скота. Нерегулируемый выпас приводит сначала к смене растительных формаций (злаковые и злаково-бобовые растения заменяются сорными), изреженности, а затем к уничтожению растительного покрова, что, в свою очередь, приводит к деградации почв, так называемой пастбищной дигрессии. Развитие дигрессии зависит от видовых особенностей выпасаемых животных, интенсивности и длительности использования пастбищ, выносливости пастбищной растительности к вытаптыванию [18].



**Рис.2.** Поверхностная эрозия на северо-восточном склоне Большого Кавказа

Под влиянием выпаса существенно изменяются свойства почв, прежде всего их физические свойства. Под действием копыт животных происходит уплотнение почвы, иногда оно сопровождается сдвигом почвенной массы, особенно весной в период переувлажнения почвы. Значительная величина давления копыт передается на глубину до 8-12 см, глубже она ослабевает и на глубине 20 см составляет уже только 10-20% от исходной [19]. Уплотнение почвы связано с уменьшением пористости, прежде всего межагрегатной, и ухудшением водно-воздушного режима. Ухудшается структура почвы, уменьшается водопрочность агрегатов. Например, в горно-луговых дерновых почвах исследуемой территории, где были соблюдены нормы выпаса, содержание водопрочных агрегатов составляет 71,8%, плотность почвы 1,04 г/см<sup>3</sup>, общая пористость 55,3% и водопроницаемость 5,3 мм/мин. При выпадении дождей в этих почвах происходит постепенное впитывание влаги и эрозионные процессы не наблюдаются. При нерегулируемом и превышающем норму выпасе в этих же почвах содержание водопрочных агрегатов составляет 53,4%, плотность почвы 1,51 г/см<sup>3</sup>, общая пористость 39,2% и водопроницаемость 0,5 мм/мин.

Ухудшаются также химические и физико-химические свойства почв, прежде всего происходит дегумификация. Так, в горно-луговых степных почвах при регулируемом выпасе содержание гумуса составляет 4,5-8,7%, валового азота 0,29-0,51%, сумма поглощенных оснований 31-43 мг-экв/100 г почвы. Избыток скота на этих же почвах приводит к уменьшению содержания гумуса



до 2,5-5,1%, валового азота до 0,15-0,27%, сумма поглощенных оснований до 21-32 мг-экв/100 г почвы.

Связано это с тем, что значительная доля надземной биомассы поедается животными, и соответственно количество органических и минеральных веществ, поступающих в почву с опадом, намного уменьшается. И хотя часть органического вещества возвращается в почву с экскрементами животных, полной компенсации не происходит. К тому же экскременты распределяются по территории пастбища неравномерно. Выпас приводит также к обеднению почвы питательными элементами. Другой причиной дегумификации является эрозия почв, связанная с разрушением верхнего дернового горизонта, в результате чего происходит смыв почв. Все это приводит к деградации почвенного покрова летних пастбищ.

Деградация влияет на продуктивность летних пастбищ. Так, если на незероэродированных почвах летних пастбищ продуктивность составляет 31,5 ц/га, то на среднеэродированных почвах 10,1 ц/га, а на сильноэродированных всего 0,8 ц/га.

## **ЗАКЛЮЧЕНИЕ**

1. Почвы высокогорных ландшафтов являются основным массивом высокопродуктивных летних пастбищ и сенокосов. Экологическое значение этих почв не ограничивается только сельскохозяйственным аспектом, они играют большую роль в гидрологическом режиме горных территорий.
2. Необходимо проводить комплексные агромелиоративные, противоэрозионные мероприятия, чтобы предотвратить дальнейшее ухудшение почв высокогорных ландшафта, снижение продуктивности произрастающих на них ценозов.
3. Для этого нужно: строго соблюдать нормы выпаса скота (не более 5-8 голов мелкого рогатого скота на гектар), а там, где растительный и почвенный покров значительно нарушен, полностью запретить выпас на определенное время (на 2-3 года); высевать на данных площадях дернообразующие растения до полного восстановления растительного и почвенного покровов; применять минеральные и органические удобрения для повышения урожайности кормовых угодий, а также для улучшения ботанического состава разнотравья; для борьбы с сорняками применять агротехнические, профилактические и химические методы; при поверхностном улучшении сенокосов и пастбищ на участках с изреженным травостоем осуществлять подсев трав, обычно бобовых.

## **ЛИТЕРАТУРА**

- [1] Мусеилов М.А. Ландшафты Азербайджанской республики (Пространственная ориентация и эволюция). Баку: БГУ, 2003, 137 с.
- [2] Алиев Г.А. Почвы Большого Кавказа. Ч.1., Баку: Элм, 1978. -156 с.
- [3] Бабаев М.Р., Гасанов В.Г., Джафарова Ч.М., Гусейнова С.М. Морфогенетическая диагностика, номенклатура и классификация почв Азербайджана. Баку: Элм, 2011.- 452 с.
- [4] Салаев М.Э. Диагностика и классификация почв Азербайджана. Баку: Элм, 1991. – 240 с.
- [5] Белозерцева И.А., Доржготов Д., Энхтайван Д., Черкашина А.А. Нормирование пастбищных нагрузок и прогнозирование деградации почв в Прихубсугулье // Сб. мат-ов 2-й Междунар. научн. конф. “Разнообразие почв и биоты Северной и Центральной Азии”. Улан-Удэ, 2011. С. 10–12.
- [6] Волков А.В. Зависимость свойств высокогорных почв от растительности и положения в рельефе // Труды Тебердинского заповедника. 1999. № 15. С.14-40.
- [7] Тореханов А.А., Смаилов К.Ш. Методы использования пастбищ и их влияние на плодородие почвы // Вестник с.-х. наук Казахстана. 2005. № 5. С 11–13.
- [8] Шабанов Дж.А., Холина Т.А. Деградация почв высокогорных экосистем северо-восточного склона Большого Кавказа и их охрана // Междунар. научн. конф. Роль почв в биосфере и жизни человека. М., 2015. С. 136–138.
- [9] Шакури Б.Г. Патология и разрушение почв эрозией на северо-восточном склоне Большого Кавказа и охрана естественных ресурсов. Баку: MBM, 2005, 152 с.
- [10] Mamedov G.Sh., Shabanov J.A., Kholina T.A. Ecological Assessment of Soils in High-Mountain Landscapes of Northeastern Part of the Greater Caucasus (Azerbaijan) // Eurasian Soil Science, 2017, Vol. 50, No. 5, pp. 630–635.

- [11]Vosgan Z., Vidican R., Jelea S., Marian M., Mihalescu L.,Mare R. Characterization of a Typical Districambosol Soil from the Gutai Mountains – North of Romania // Bull. Univ. Agr. Sci. and Vet. Med. Cluj-Napoca. 2011.№ 1. V. 68(1). P. 384–387.
- [12]Willat S.T., Pullar D.M. Changes in soil physical properties under grazed pastures // Austral. J. Soil. Res. 1984. V. 22. № 3. P. 343–348.
- [13]Zucca C., Canu A., Previtali F. Soil degradation by land use change in an agropastoral area in Sardinia (Italy) // Catena. 2010. V. 83. № 1. P. 46–54.
- [14]Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. Изд.2-е. М.: Изд-во Моск.ун-та, 1970. – 487 с.
- [15] Игловиков В.Т. Методика опытов на сенокосах и пастбищах. М., 1971.ч.I.
- [16]Будагов Б.А. Современные естественные ландшафты Азербайджанской ССР. - Баку: Элм. – 1988. - 136 с.
- [17]Шихлинский Э.М. Тепловой баланс Азербайджанской ССР. Баку: Элм, 1969, 199 с.
- [18]Мамедов Г.Ш., Мамедова С.З., Шабанов Дж.А. Эрозия и охрана почв. Баку: Элм, 2009. – 340 с.
- [19] Мотузова Г.В., Безуглова О.С. Экологический мониторинг почв. М.: Академический Проект, 2007. – 237 с.

## Глава II/56: АНАЛИЗ ЭРОЗИИ И СЕДИМЕНТАЦИИ В БАССЕЙНАХ МАЛЫХ РЕК Chapter II/56: Analysing Erosion and Sedimentation in Small River Basins

Николай В. Коломийцев\*, Борис И. Корженевский

DOI 10.25680/5667.2018.62.39.153

\*Эл. Почта: [kolomiytsev@vniigim.ru](mailto:kolomiytsev@vniigim.ru)

Всероссийский научно-исследовательский институт гидротехники и мелиорации имени А.Н. Костякова, ул. Большая Академическая, 44, корп. 2, 127550, Москва, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Рассмотрены малые реки центрального региона Европейской части РФ и южного склона главного Кавказского хребта. В центральном регионе большая часть эродированного материала – супесчаные и суглинистые отложения, на Кавказе – флишевые. Основными факторами, определяющими эрозию в центральном регионе, является весеннее снеготаяние (до 50%) и крутизна склонов. Толща тонкой фракции, откладывающейся в течение года, в равнинных реках обычно не превышает 5 – 10 см и в паводковые периоды последующих лет она может переоткладываться. Эрозия на южном Кавказе определяется ливневыми осадками и строением склонов. Высокая крутизна склонов и состав отложений, представленный карбонатным и терригенным флишем и в существенно меньшей степени тонким материалом, определяют следующее: основное поступление щебнистого материала (более 2,0 см) в водотоки происходит в периоды интенсивных ливневых осадков. Все малые реки являются зонами транзита и накопления щебнистого и более крупного материала. Распространение тонкого материала в реках предгорий исчезающе мало. Эти реки обладают исключительной способностью к самоочищению – в ближайший паводок все загрязнители обычно выносятся в море.

**Abstract.** There are considered small rivers of the Central region of the European part of Russia and southern slopes of the main Caucasian range. In the Central region a large part of the erodible material is sandy and clay sediments, in the Caucasus, flysch material occurs. The major erosion factors in the Central region is the spring snowmelt (50%) and the steepness of the slopes. The thickness of the fine fraction, deposited in the course of the year, is usually no more than 5 – 10 cm and during flood periods subsequent years it can secondary deposits. The high steepness of slopes and sediments, which is largely represented by carbonate and terrigenous flysch and to a substantially lesser extent thin material is determined following the mechanism of erosion and sedimentation. The main inflow gravelly material (more than 2.0 cm) in streams occurs during periods of heavy rainfalls, when the energy of flow on the slopes is enough for erosion of slope sediments. All small rivers are zones of transit and accumulation of gravel and larger material. The distribution of fine material in the rivers of the foothills is vanishingly small. These rivers have exceptional ability to cleanse itself. The flood carries all the pollutants generally into the sea.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** малые реки равнин и предгорий, эрозия, ландшафт, склоны, донные отложения, зоны транзита и накопления

**Keywords:** small rivers of plains and foothills, erosion, landscape, slopes, sediments, transit and accumulation zones

## **ВВЕДЕНИЕ**

На примере центрального региона РФ и южного склона главного Кавказского хребта рассмотрены основные характеристики эрозии и осадконакопления в бассейнах малых рек. Климатические условия Центрального региона характеризуется 3 – 4 месячным снежным покровом и годовой нормой атмосферных осадков до 700 мм. Территория, на которой расположено большинство малых рек Главного Кавказского хребта характеризуется кратковременным неустойчивым снежным покровом, годовой нормой атмосферных осадков до 1700 мм/год в р-не г. Сочи и частыми ливневыми осадками. Рассматривается плоскостная, овражная и боковая эрозия. Эти разновидности в различной степени присущи равнинным и горным рекам. Важнейшими факторами эрозии являются состояние ландшафта водосборной территории, прежде всего, крутизна склонов и состав отложений, которые определяют и механизм процесса и материал, поступающий в малые реки. Крутизна склонов на территории Центрального региона не превышает 5-6<sup>0</sup> с преобладающей крутизной 2-3<sup>0</sup>, исключением являются борта оврагов и речных долин, в пределах южного Кавказа такая крутизна характерна только для широких морских террас и переуглубленных речных долин, крутизна на остальной территории значительно выше.

## **МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ**

В качестве исходных материалов использовались аэрофотоснимки, топографические, почвенные, геологические, четвертичных отложений и другие различные по масштабу карты, находящиеся в открытом доступе. Осуществлялись полевые исследования с отбором проб склоновых и донных отложений, визуальные обследования состояния склонов и рек. При лабораторных исследованиях изучались гранулометрический и химический составы проб склоновых и донных отложений.

## **РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ И ИХ АНАЛИЗ**

Среди малых рек Центрального региона рассматриваются реки бассейна Волги, такие как Тверца, Пахра, Десна, Лопасня, Любожиха и ряд других. В большинстве этих рек отсутствуют дамбы и плотины, так что их режим условно можно считать не зарегулированным, с другой стороны, они нередко впадают в зарегулированные реки более высокого ранга и в приустьевой части режим миграции отложений зависит от колебаний уровня большой реки. Эродируемые грунты в Центральном регионе представлены четвертичными моренными и флювиогляциальными отложениями с различным содержанием глинистой, песчаной и, в меньшей степени, более крупной – галечниковой и валунной фракций, серыми лесными и подзолистыми почвами разной степени смытости, характеризуемыми значительным содержанием супесчаной и суглинистой фракций. Эти грунты являются источниками поступления в малые реки твердой составляющей при плоскостной и овражной эрозии с приводораздельных участков. Выделены различные по крутизне склоны, на которых эрозионные процессы развиваются с различной интенсивностью, что определяют целесообразность их использования в различных видах хозяйственной деятельности. Большая часть смываемого с полей материала (до 50%) при плоскостном смыве эродируется при снеготаянии [1],

в период ливневых осадков активизируется ручейковая и овражная эрозия, в паводки и ледоход – боковая эрозия. Процессу в значительной степени подвержены участки с отсутствием или со слабым растительным покровом, прежде всего это пашни в весенний период. Наличие луговой и лесной растительности заметно снижает эродируемость склонов при их невысокой крутизне [2].

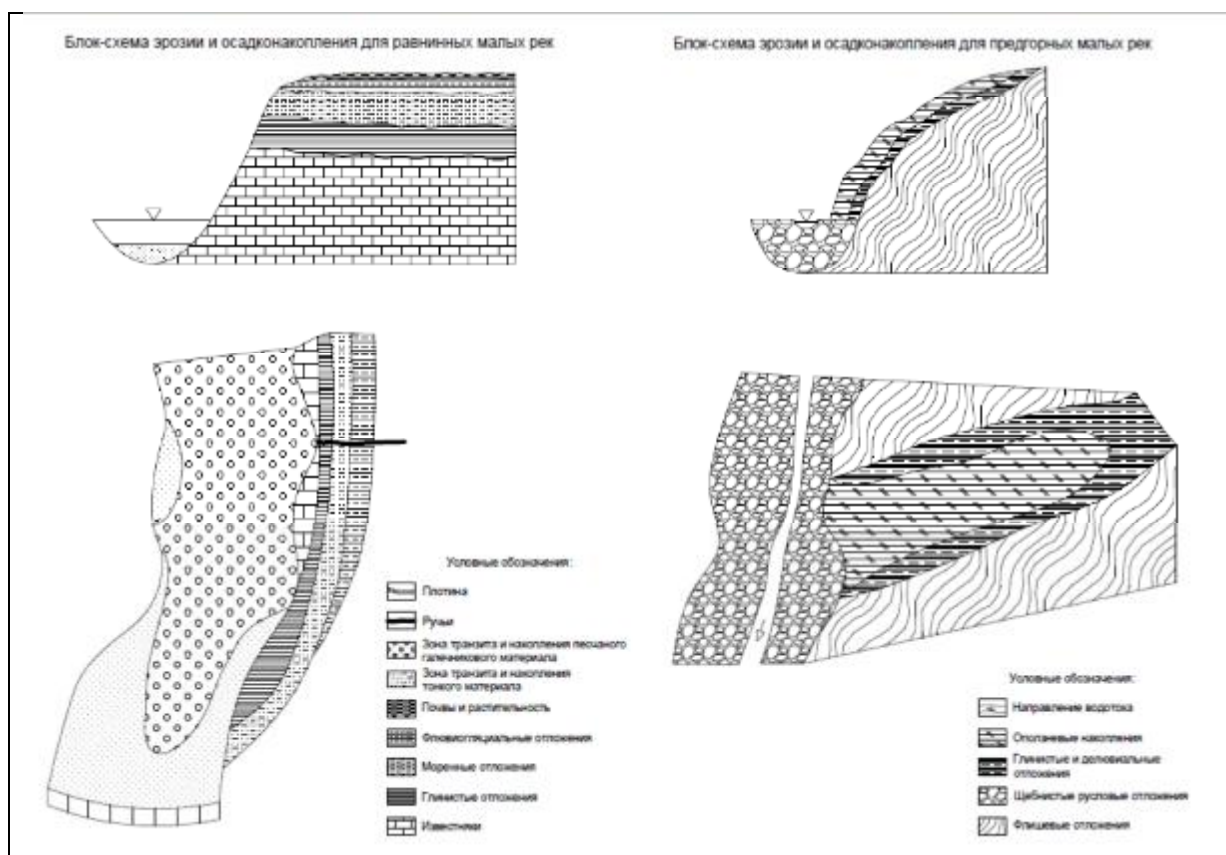
Различные виды хозяйственной деятельности определяют, как повышение, так и снижение активности эрозионного процесса [3]. Сельскохозяйственная деятельность практически всегда приводит к активизации эрозионных процессов. В пределах селитебных зон процесс может, как активизироваться, так и стабилизироваться: большинство корректно выполненных противоэрозионных мероприятий почти полностью приостанавливают вредное влияние процесса [4]. В бассейнах малых рек достаточно четко выделяются зоны транзита и аккумуляции эродируемого со склонов тонкого (суглинистого и глинистого) материала. Чем крупнее фракция, поступающая в реку, тем короче путь её миграции и наоборот.

В пределах малых рек выделяются участки боковой эрозии, представленные четвертичными супесчаными и суглинистыми хорошо эродируемыми отложениями и дочетвертичными практически не эродируемыми известняками и песчаниками. Эродируемый материал в зависимости от размера фракции распределяется следующим образом: тонкие фракции – ближе к берегам, в заводях и на других участках с замедленным течением; крупные фракции – в русловой части, ниже мостовых переходов, плотин. Мощность откладывающегося тонкого (суглинистого и глинистого) материала, накопившегося в течение года, обычно не превышает 5 – 10 см, и он может перекладываться в последующие паводки. На участках устойчивого осадконакопления вблизи плотин его мощность иногда превышает 2,0 м (река Пахра в Московской области). Тонкие фракции являются активными сорбентами тяжелых металлов, являющихся ухудшающим для экологической обстановки фактором [3].

В предгорьях Кавказа закономерности склоновой эрозии, поступление эродируемого материала и его распределение в реке имеет свои особенности. Все рассматриваемые реки: Псоу, Сочи, Псий, Псеуапсе, Туапсе и др. впадают в Черное море. Склоны, среди которых протекают малые реки Южного Кавказа, сложены в основном дочетвертичным карбонатным и терригенным флишем и в значительно меньшей степени четвертичными суглинисто-глинистыми делювиальными и оползневыми накоплениями [5]. В приморской части шириной 1 – 4 км крутизна русел выполаживается, выше по течению она повышается до 5 – 8° с ещё большей крутизной для впадающих в эти реки притоков. В эрозионный процесс вовлекаются в основном выветрелые флишевые отложения. Рассматриваемые склоны залесены и основным фактором, определяющим их эродируемость, является степень выветривания флишевых отложений и энергия потоков ливневых осадков. Почвы на этой территории имеют подчиненное значение, их мощность мала, что определяет минимальное поступление продуктов их эрозии. Размер щебня, поступающего в водотоки, составляет 2,0 – 10,0 и более см. Песчаные фракции размером 0,5 – 2,0 см встречаются значительно реже; суглинисто-глинистые фракции в донных отложениях рек встречаются крайне редко на наиболее пологих приморских участках рек и в прибрежной зоне моря на периферии конусов выноса, возникших вследствие ливневых паводков.

Как и в равнинных реках, в горных реках можно выделить зоны транзита и накопления эродируемого материала, но большая часть реки является зоной транзита для тонкого (суглинистого и глинистого) материала, а вся русловая часть является зоной накопления и транзита щебнистых и более крупных донных отложений. Блок-схема эрозии и седиментации в бассейнах малых рек приведена на рисунке 1. Особенности этих процессов напрямую зависят от расхода рек, который может меняться как в течение года, так и суток в десятки и сотни раз – от 100 л/сек в сухой летний период до десятков, а в редкие случаи сотен м<sup>3</sup>/сек в период интенсивных ливневых осадков при среднегодовом расходе до 14 – 15 м<sup>3</sup>/сек для рек Сочи и Туапсе [6]. В маловодный период донные отложения рек практически не перемещаются. Фракции размером 2,0 – 10,0 и более см слабо окатанного щебнистого материала распространены во всей русловой части, ширина которой вблизи моря иногда достигает 100 м, более тонкие фракции 0,02 – 2,0 мм встречаются крайне редко на перифериях водотоков и в заводях. В периоды паводков происходит транспортировка значительной части отложений крупных фракций и вынос более мелких фракций в море. Такие перераспределения могут повторяться до нескольких раз в год, принося ущерб поселкам и мостовым переходам, находящимся на паводкоопасных участках. Мощность современных русловых отложений достигает многих метров в приморской части и достигает первых метров на более крутых участках. Реки предгорий обладают исключительной возможностью самоочищения, накопление в них

различных загрязнителей весьма краткосрочно, и в целом эти реки более чистые, чем большинство малых рек Центрального региона.



**Рисунок 1** – Блок-схема эрозии и осадконакопления для малых рек равнин и предгорий

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. В пределах равнинных рек Центрального региона России плоскостная и ручейковая эрозия являются основными источниками поступления тонкой фракции в донные отложения. Наиболее активное поступление этого материала относится к периоду весеннего снеготаяния (до 50 %). По площади водотока выделяются зоны транзита и накопления суглинистого и глинистого материала. Тонкий материал осаждается на участках с малыми скоростями водотока. Остальные участки являются зонами накопления более крупных (песчаных и галечниковых фракций).
2. В пределах рек предгорий Южного Кавказа основное поступление материала в донные отложения связано с ливневыми осадками. Основная масса отложений представлена щебнистыми и более крупными фракциями. Практически весь эродируемый материал суглинистых и глинистых фракции транзитом поступает в Черное море.

## ЛИТЕРАТУРА

- [1] Моделирование эрозионных процессов на территории малого водосборного бассейна / А.С. Керженцев, Р. Майснер, В.В. Демидов и др.: Ин-т фундамент. проблем биологии РАН (ISBN 5-02-034205-X). – М.: Наука, 2006. – 224 с.
- [2] Киселева О.Е. Противозерозионное обустройство склоновых земель в бассейнах малых рек на основе ГИС-технологий / О.Е. Киселева, Н.В. Коломийцев // Природообустройство. 2010. № 1. С. 21-27.
- [3] Коломийцев Н.В. Роль современной эрозии склонов в загрязнении и очищении бассейнов малых рек / Н.В. Коломийцев, Б.И. Корженевский // Научный журнал Российского НИИ проблем мелиорации, № 4 (20), 2015. С. 278-286.

[4]Корженевский Б.И. Морфодинамические характеристики склонов западной части Южного берега Крыма в условиях различной техногенной нагрузки / Б.И. Корженевский, Н.В. Коломийцев // Геоморфология, 1990, № 4, с. 31-35.

[5]Инженерная геология СССР. В 8-ми томах. Т. 8. Кавказ. Крым. Карпаты. М.: Изд-во МГУ. 1978. 366 с.

[6]Ресурсы поверхностных вод СССР: Гидрологическая изученность. Т. 9. Закавказье и Дагестан. Вып. 1. Западное Закавказье / Под ред. Т.Н. Джапаридзе. Л.: Гидрометеиздат, 1964. 224 с.

## Chapter II/57: GROUND-BASED MEASUREMENT OF AEOLIAN DUST DEPOSITION IN THE ARAL SEA REGION

### Глава II/57: Наземные измерения эолового отложения пыли в Аральском регионе

Michael Groll\*<sup>1</sup>; Christian Opp<sup>1</sup>; Oleg Semenov<sup>2</sup>, Alexander Shapov<sup>2</sup>

DOI 10.25680/5865.2018.94.78.154

\*Email: [Michael.groll@geo.uni-marburg.de](mailto:Michael.groll@geo.uni-marburg.de)

1.Marburg University, Deutschhausstr. 10, 35037 Marburg, Germany

2.Kazakh Research Institute for Ecology and Climate (KAZNIIIEK), Pr. Sejfulin 597, 480072 Almaty, Kazakhstan

**ABSTRACT.** The desiccation of the Aral Sea ranks among the largest man-made ecological catastrophes and has become a global symbol for the overexploitation of limited resources and the environmental and socio-economic consequences caused thereby. Formerly the fourth largest inland lake, large parts of the Aral Sea have been transformed into a salty desert – the Aralkum. The exposed lake bed sediments are subject to wind erosion, resulting in white sand and dust storms which have been tracked over several hundred kilometers using remote sensing images. Dust deposition data, on the other hand, requires excessive field work over prolonged periods of time and thus is scarce. In order to learn more about the spatial and temporal dynamics of the dust deposition in the Aral Sea region and in order to evaluate the influence of the Aralkum, the passive dust deposition data from 23 meteorological stations in the Aral Sea basin has been monitored between 2006 and 2012 in the framework of three research projects.

**Резюме.** Падение уровня Аральского моря, вызванное нерациональным использованием ограниченных водных ресурсов, относится к числу наиболее серьезных экологических и социально-экономических катастроф антропогенно-техногенного характера. Процессы засоления и отступления береговой линии Аральского моря, в прошлом занимавшего по площади четвертое место в мире среди крупных озер, привели к образованию соленой пустыни, носящей название Аралкум. Сухие донные отложения, подверженные действию ветровой эрозии, вызывают белые песчаные и пылевые бури, по сведениям аэрокосмической съемки способные к переносу частиц на расстояние несколько сот километров. Для получения достоверной информации о количестве и качественном составе атмосферных отложений необходимо реализовать широкомасштабные полевые наблюдения в определенных временных интервалах. Результаты, характеризующие особенности пространственной и временной динамики атмосферных отложений, были получены на основе пассивных измерений их количества и качества на 23 метеорологических станциях Аральского региона в период с 2006 по 2012 гг. в рамках выполнения трех проектов.

**KEYWORDS:** Aral Sea, dust deposition, field measurements, dust storms, arid landscapes

**Ключевые слова:** Аральское море, аридные ландшафты, атмосферная депозиция пылевых частиц, полевые измерения, пылевые бури

## INTRODUCTION

Large parts of Central Asia are characterized by an arid climate and thus (semi-)deserts are widespread features in the Turan lowland. Wind erosion and the aeolian transport of dust and sand are common processes in this region. While many of those deserts are of natural origins, with the Kyzylkum and the Karakum being the most prominent examples, the overexploitation of the limited water resources for in-



tensive irrigation farming schemes contributes to processes of salinization, soil degradation, desertification, and water body desiccation [1-3], largely increasing the area prone to aeolian processes. The desiccation of the Aral Sea, with 68,000 km<sup>2</sup> once the world's fourth largest inland lake, has become a global symbol for the negative impacts of the unsustainable use of limited resources [4-6]. At present, more than 60,000 km<sup>2</sup> of the former Aral Sea have been transformed into a desert of salty lake bed sediments, called the Aralkum [4-5, 7]. Monitoring the salty dust emissions from the Aralkum is important as the Aral Sea has been a sink not only for salts, but also for agrochemicals and heavy metals and the mobilized dust poses a considerable health risk for the surrounding region [1, 5, 8-9]. Due to the size of the affected area (>1.5 million km<sup>2</sup>) spread over three countries (Kazakhstan, Turkmenistan, Uzbekistan) and the isolation of large parts of that area, most studies focus on remote sensing as their primary tool for the monitoring of the aeolian sediment transport [10-12]. But while satellite data can provide an area-wide quantification of the transported material and provide insights into the qualitative nature of the airborne dust due to its spectral characteristics, on-site measurements of the dust deposition and laboratory analyses of its mineralogical and chemical properties are needed to complement such a monitoring.

## MATERIALS AND METHODS

Carrying out such a ground-based monitoring in the Aral Sea basin was the central aim of the EU-CALTER project [5] and in combination with two other projects (The UNESCO KHOREZM project and the LUCA project [7]) the field measurements included a total of 23 meteorological stations in Kazakhstan, Turkmenistan and Uzbekistan (Fig. 1).

Monthly dust samples were collected between 2006 and 2012 in 3m height, using passive deposition samplers of an inverted frisbee design (Fig. 1), which had been used in Central Asia in previous studies with good results [8-9, 14-15]. This extensive data set was complemented by samplers of the same design, which were only exposed during dust storm events (defined by a visibility of less than 1km). Information about the vertical dust profiles between 0.25 and 16m was provided through additional measurements conducted during dust storms in the Kazakh part of the research area [16-17]. The laboratory analyses included a grain size composition assessment using microscope diameter measurements, the determination of the mineral composition using wavelength dispersive X-ray diffraction, and the assessment of the chemical composition using atomic absorption spectroscopy and X-ray fluorescence. The resulting data sets were grouped by source region (see Fig. 1) and analyzed statistically under special consideration of monthly data for the mean air temperature, the precipitation, the mean and maximum wind speed, and the dominant wind direction.



**Figure 1** – Dust sampler design, the meteorological stations used for the dust sampling, and their main source regions (base map: [13]; photo: Ch. Opp)

## RESULTS AND DISCUSSION

This results section focuses on two of the aspects - the spatial and temporal dynamic of the dust deposition of all non-dust-storm samples, and a separate analysis of the dust storm events recorded during the project duration. The average dust deposition in the Aral Sea basin, across all stations and all years, was 117.2 kg/ha\*month (11.7 g/m<sup>2</sup> per month). The highest deposition rates were detected in the Kyzylkum (247.7kg/ha\*month), were 52% of all samples exceeded the long-term dust deposition threshold of 10.5 g/m<sup>2</sup> per month (Tab. 1), a value related to respiratory diseases and based on clinical research [18]. The man-made Aralkum ranked second in this assessment with an average deposition rate of 151.5 kg/ha\*month and a threshold excess of 45%, while the Karakum, the largest desert in the Aral Sea basin, was characterized by a deposition rate that was only 50% of that detected in the Kyzylkum. Khorezm, as the only research area that is not also a dedicated dust source, showed the lowest deposition rate (60.9 kg/ha\*month or 6.1 g/m<sup>2</sup>\*month). But even in this highly cultivated and densely populated agricultural center along the lower Amu-darya more than one fifth of all months (21.3%) had to be considered potentially harmful for the respiratorial system (Tab. 1).

**Table 1** – Dust deposition, health threshold excess and average grain size diameter per source region, year and season

| All dust samples without dust storm events | Avg. dust deposition (kg/ha*month) | % of samples exceeding the health care threshold (10.5 g/m <sup>2</sup> *month) | Avg. grain size diameter (in mm) |
|--|------------------------------------|---|----------------------------------|
| Aralkum                                    | 151.5                              | 45.0%   | 0.0129                           |
| Karakum                                    | 125.2                              | 40.5%   | 0.0018                           |
| Kyzylkum                                   | 247.7                              | 52.0%   | 0.0142                           |
| Khorezm                                    | 60.9                               | 21.3%   | 0.0042                           |
| <b>All data</b>                            | <b>117.2</b>                       | <b>34.8%</b>  | <b>0.0051</b>                    |
| 2006                                       | 108.4                              | 38.7%   | 0.0019                           |
| 2007                                       | 42.2                               | 13.6%   | 0.0020                           |
| 2008                                       | 61.1                               | 7.4%  | 0.0094                           |
| 2009                                       | 89.2                               | 21.8%   | 0.0207                           |
| 2010                                       | 155.4                              | 45.8%   | 0.0200                           |
| 2011                                       | 168.6                              | 55.9%   | 0.0213                           |
| 2012                                       | 195.6                              | 50.8%   | 0.0141                           |
| Spring                                     | 115.1                              | 36.9%   | 0.0065                           |
| Summer                                     | 108.7                              | 27.7%   | 0.0061                           |
| Fall                                       | 122.4                              | 27.1%   | 0.0035                           |
| Winter                                     | 110.3                              | 36.8%   | 0.0034                           |

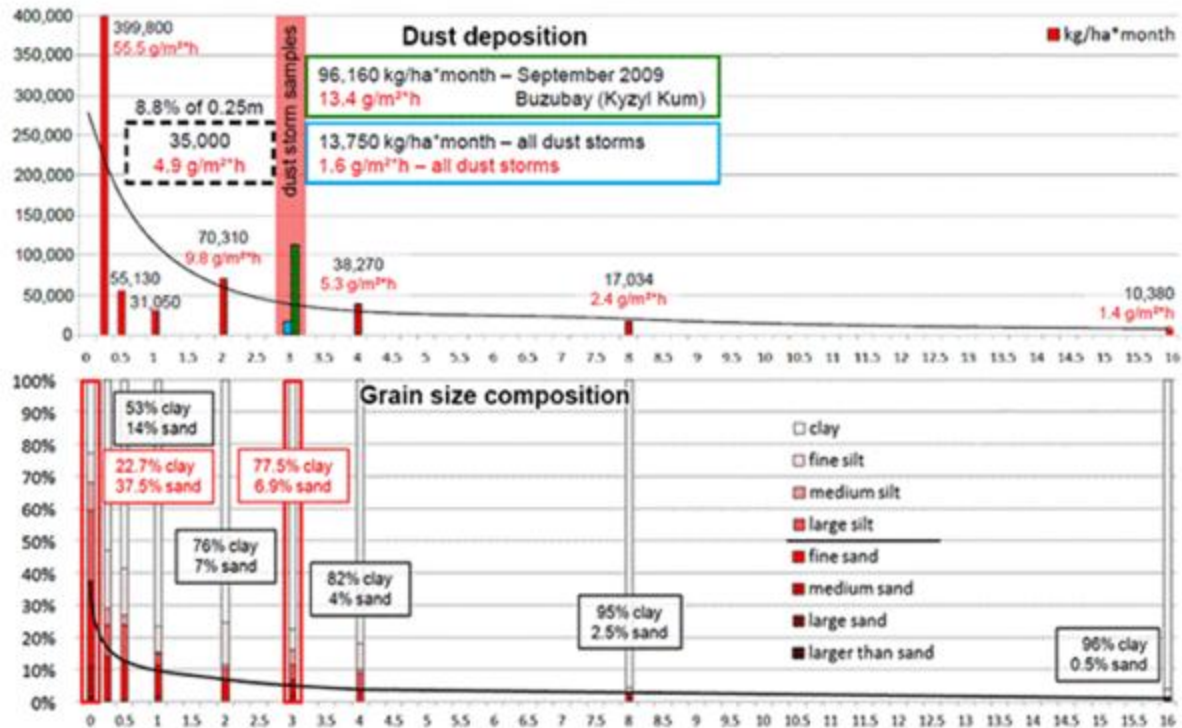
The analysis of the temporal dynamic showed that the dust deposition rate was higher during fall and spring and lower during summer and winter. The threshold excess, however, was also increased during the winter months, highlighting the cold season as especially important for the monitoring of potential air pollution and health risks (Tab. 1). The overall intensity of the dust transport increased between 2006 and 2012 but this time frame is too short for any interpretation with regards of the influence of climate change vs. natural variability. The average grain size diameter collected in the dust samples was 5.1 µm (fine silt or PM5). The dust from the Karakum was much finer (1.8 µm = clay or PM2) while the Kyzylkum dust was coarser (14.2 µm = medium silt). During spring and summer the average grain size of the dust samples was almost double the value recorded during fall and winter, which might be related to a higher percentage of organic particulate matter during the growing and harvest season. The interannual trend showed a clear increase of the average grain size between 2006 and 2012 (Tab. 1), which is related to the increasing wind speeds detected during the same period.

This spatial and temporal variability of the dust deposition is further increased when the vertical dust profile is considered. Data collected during dust storms in Kazakhstan show that the deposition of material in 3m height is just 8.8% of the material deposited 0.25m above ground (Fig. 2). The most intense dust storm detected during the project duration was recorded in Buzubay in September of 2009 and with a hourly deposition intensity in 3m height of 13.4g/m<sup>2</sup> (Fig. 2), which would equal approximately 150g/m<sup>2</sup> per hour close to the ground surface.

The grain size composition shows a similar vertical profile (Fig. 2) with the larger and heavier grains detected closer to the ground and the finer grains clearly dominating in greater heights. The average of all dust samples collected in 3m fits very well into this profile with 77.5% of all

grains belonging to the clay size class (<0.002mm) and only 6.9% to the fine sand class (>0.063mm) or larger.

The mineral composition also showed a separation between the lower and the upper layers of the vertical dust profile. The majority of the minerals (>60%; albite, calcite, quartz, clinochlore) were found regardless of the sampling height, but dolomite, illite, and orthoclase were only detected close to the ground while microcline and muscovite were only found in greater heights.



**Figure 2** – Dust deposition and grain size composition in a vertical profile (0.25m – 16m height) recorded during a dust storm near Aralsk (Kazakhstan) in July 1983

## CONCLUSIONS

1. The Kyzylkum desert was characterized by the highest overall dust deposition, followed by the man-made Aralkum desert, the remnants of the Aral Sea.
2. 45% of all samples from the Aralkum region exceeded the health-based deposition threshold.
3. The dust related health risk is increased further as two of the most frequently detected minerals (quartz and albite) have a high potential for causing respiratory diseases.
4. The vertical dust profile (0.25m – 16.0m) showed significant changes of the dust deposition, the grain size and the mineral composition with the height, which highlights the importance of monitoring the dust deposition in different heights for maximum representability.

## REFERENCES

- [1]Opp, C. 2005. Desertification in Uzbekistan. *Geographische Rundschau International Edition* 1,2, 12-20.
- [2]Groll, M., Opp, C., Kulmatov, R., Sun, Z., Normatov, I., Bernardi, A., Ikramova, M., Stulina, G. 2015. Managing Central Asia's transboundary rivers – case studies from the Zarafshan (Tajikistan/Uzbekistan) and Tarim (Kyrgyzstan/China) River. In: Brebbia, C.A. (ed) *River Basin Management VIII. WIT Transactions on Ecology and the Environment* 196: 149-160. DOI: 10.2495/WRM150131.
- [3]Kulmatov, R., Rasulov, A., Kulmatova, D., Rozilhodjaev, B., Groll, M. 2015. The Modern Problems of Sustainable Use and Management of Irrigated Lands on the Example of the Bukhara Region (Uzbekistan). *Journal of Water Resource and Protection* 7: 956-971.
- [4]Opp, C. 2007. Vom Aralsee zur Aralkum: Ursachen, Wirkungen und Folgen des Aralsee-Syndroms. Glaser, R. & Kremb, K. (Hrsg.). *Asien*, 90-100.

- [5]Groll, M., Opp, C., Aslanov, I. 2013. Spatial and temporal distribution of the dust deposition in Central Asia – results from a long term monitoring program. *Aeolian Research* 9, 49-62.
- [6]Micklin, P. 2016. The future Aral Sea – hope and despair. *Environmental Earth Sciences* 75, 844, 15 pp.
- [7]Opp, C., Groll, M., Aslanov, I., Lotz, T., Vereshagina, N. 2016. Aeolian dust deposition in the southern Aral Sea region (Uzbekistan) – Ground-based monitoring results from the LUCA project. *Quaternary International* 429B, 86-99.
- [8]O’Hara, S.L., Wiggs, G.F.S., Mamedov, B., Davidson, G., Hubbard, R.B. 2000. Exposure to airborne dust contaminated with pesticide in the Aral Sea region. *The Lancet*, 355, 627-628.
- [9]Orlovsky, L., Tolkacheva, G., Orlovsky, N., Mamedov, B. 2004. Dust storms as a factor of atmospheric air pollution in the Aral Sea basin. In: Brebbia, C.A. (ed). *Air Pollution XII*, 353-362.
- [10]Indoitu, R., Orlovsky, L., Orlovsky, N. 2012. Dust storms in Central Asia - spatial and temporal variations. *Journal of Arid Environments* 85, 62-70.
- [11]Spivak, L., Terekhov, A., Vitkovskaya, I., Batyrbayeva, M. 2009. Analysis of changes of the zone of formation of salt-dust storms from the drained bottom of the Aral Sea with using the long-term satellite data. *Curr. Prob. Remote Sens. Earth Space* 2, 6, 193-202.
- [12]Issanova, G., Abuduwaili, J., Kaldybayev, A., Semenov, O., Dedova, T. 2015. Dust Storms in Kazakhstan – Frequency and Division. *J Geological Society India* 2015, 3, 348-358.
- [13][www.google.com/maps](http://www.google.com/maps). 2017. Topographical map of Central Asia. Last accessed: 21.06.2017.
- [14]Tolkacheva, G.A. 2000. Guidance for Monitoring of Dry Atmospheric Fallings in the Central Asia Region. SANIGMI report, Tashkent. (in Russian).
- [15]Wiggs, G.F.S., O’Hara, S., Wegerdt, J., van der Meer, J., Small, I., Hubbard, R. 2003. The dynamics and characteristics of aeolian dust in dryland Central Asia – possible impacts on human exposure and respiratory health in the Aral Sea basin. *The Geographic Journal* 169, 142-157.
- [16]Semenov, O.E. 2011. Introduction to the experimental Meteorology and Climatology of Sand Storms. Almaty, 580 pp. (in Russian).
- [17]Semenov, O.E. 2012. Dust storms and sandstorms and aerosol long-distance transport. In: Breckle, S.W., Wucherer, W., Dimeyeva, L.A., Ogar, N.P. (eds). *Aralkum – a man-made desert – the desiccated floor of the Aral Sea (Central Asia)*. *Ecological Studies* 218, 73-82.
- [18]Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. 2002. Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes- Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft) vom 24. Juli 2002 (‘first common regulation for the federal immission protection law (technical regulation air), issued on the 24th of July 2002 by the German federal ministry for environment, nature protection and reactor safety’). *Gemeinsames Ministerialblatt* vom 30. Juli 2002 25–29, 511–605. (in German).

**Глава II/58: ОЦЕНКА ТРЕНДОВ ЭРОДИРУЕМЫХ ЧЕРНОЗЕМОВ ПАХОТНЫХ ЗЕМЕЛЬ  
ЦЕНТРАЛЬНО-ЧЕРНОЗЕМНОГО РАЙОНА**

**Chapter II/58: Evaluation of Soil Erodibility Trends on Croplands of the Central Chernozem  
Region**

**Юрий П. Сухановский\***; Анастасия В. Прущик; Светлана И. Санжарова

DOI 10.25680/5172.2018.67.50.155

\* Эл. Почта: [soil-er@kursknet.ru](mailto:soil-er@kursknet.ru)

Всероссийский научно-исследовательский институт земледелия и защиты почв от эрозии, ул. Карла Маркса, д. 70Б, 305021 Курск, Россия

**РЕЗЮМЕ** Представлены достижения Российской науки в оценке трендов чернозёмов пахотных земель ландшафтов, подверженных эрозии. Для прошлого и будущего разработана оценка трендов двух величин: запасов гумуса в почве и мощности гумусового горизонта. Представлены данные измерений состояния почвы через 200 лет после распашки целины. Из анализа этих данных сделан вывод, что за это время в результате эрозии произошли большие потери мощности гумусового горизонта и запасов гумуса в почве, что привело к большому снижению урожайности. Прогнозирование трендов основано на комплексной модели, включающей модели трёх процессов: водной эрозии, почвообразования и трансформации органического вещества. Модель за 200 лет удовлетворительно описывает изменение состояния почвы. Долгосрочные прогнозы привели к выводам: почвенные ресурсы будут продолжать сокращаться (этот процесс можно существенно замедлить); эрозионные потери почвы практически невозможно восстановить.

**Abstract** Achievements of the Russian science in evaluating the trends of Chernozem soils of arable lands in landscapes subject to erosion are presented. For the past and the future the evaluation of the trends of two values: humus supplies in the soil and humus horizon depth are elaborated. Measured data of the soil condition 200 years after plowing the virgin land are presented. From the data analysis a conclusion is made that for the period a great reduction of humus horizon depth and humus stocks in the soil occurred which resulted in a yield drop. The trend prediction is based on an integral model including the models of three processes: water erosion, soil formation and soil organic matter transformation. The model describes changes of the soil conditions for 200 years satisfactorily. The long-term predictions led to the following conclusions: soil resources will continue to reduce (that process can be substantially retarded); soil loss from erosion is practically impossible to be restored.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** мощность гумусового горизонта, запасы гумуса, тренды, чернозём, ландшафт, прогноз

**Keywords:** humus horizon depth, humus supplies, trends, chernozem soil, landscape, prediction

### **ВВЕДЕНИЕ**

Почвенным ресурсам нет альтернативы. В мире существуют две тенденции. Первая – сокращаются почвенные ресурсы, используемые для производства растениеводческой продукции; одной из главных причин сокращения является эрозия почвы. Вторая – стремительно увеличивается в мире численность населения. Эти тенденции ведут к глобальному продовольственному кризису, поскольку они не могут продолжаться бесконечно. Чтобы избежать кризиса, необходима стратегия рационального использования оставшихся почвенных ресурсов. Для разработки такой стратегии необходима специальная методология, которая практически отсутствует. Методология должна включать знания о прошлом и методы долгосрочного прогнозирования последствий принимаемых решений. В этой статье мы представляем достижения, которые были сделаны в Российской науке для эродируемых чернозёмов сельскохозяйственных ландшафтов. Природные процессы являются случайными. Их оценивают средним значением случайной величины и отклонением от этого значения. Тренд – это изменение среднего значения при изменении определённого параметра. Часто таким параметром является время. Тренд трактуют как влияние детерминированных факторов, а отклонение от тренда – влияние случайных факторов. Почва не является однородным телом, поэтому её оценивают подобным образом.

## ОЦЕНКА ТРЕНДОВ ЗА ПРОШЕДШЕЕ ВРЕМЯ

Очень важно понять и оценить последствия, к которым привело антропогенное воздействие на почву, в частности, последствия распашки целины. В таблице 1 представлены данные для чернозёмов сельскохозяйственных ландшафтов Курской области. Измерения мощности гумусового горизонта и содержания гумуса были проведены в 1970–1980 годах [1]. Это ориентировочно соответствует состоянию чернозёмов через 200 лет после распашки целины. Данные по урожайности (Таблица 1) относятся к 1960–1980 годам для разных почвенно–климатических условий агроландшафтов [2].

Данные в таблице 1 показывают, что антропогенное воздействие на почву привело к большим потерям запасов гумуса и гумусового горизонта по причине эрозии. Для сильно эродированной почвы (Таблица 1) мощность гумусового горизонта равняется  $24 \pm 2$  см, что соответствует глубине вспашки. Это означает, что в какой–то момент времени мощность гумусового горизонта уменьшилась до глубины вспашки и затем оставалась постоянной за счёт припахивания материнской породы. Из данных таблицы 1 следует, что снижение урожайности (%) на эродированной почве (по сравнению с неэродированной почвой) зависит от сокращения запасов гумуса (%) в слое почвы 0–50 см. Используя эту зависимость, доказано [1, 3]: при прочих равных условиях средняя многолетняя урожайность (т/га) приближённо прямо пропорциональна запасам гумуса (т/га) в том же слое почвы. Следовательно, большие потери гумуса за 200 лет привели к большому снижению урожайности, обеспеченной запасами гумуса. В первом приближении почвенные ресурсы для пашни можно объективно оценивать тремя измеряемыми параметрами: площадь пашни (га) и средняя мощность гумусового горизонта (см) оценивают количество почвы, а средние для площади пашни запасы гумуса (т/га) оценивают качество почвы. Далее рассмотрены почвенные ресурсы, нормированные на единицу площади пашни, т.е. рассмотрены только запасы гумуса (т/га) и мощность гумусового горизонта (см).

**Таблица 1** – Данные для чернозёмов агроландшафтов Курской области (Центрально–Чернозёмный район России)

| Параметр   | Неэродированные | Степень эродированности |            |            |
|--|-----------------|-------------------------|------------|------------|
|  |                 | слабая                  | средняя    | сильная    |
| <i>Современные эродированные черноземы, в сравнении с неэродированными [1]</i> |                 |                         |            |            |
| Гумусовый горизонт, см   | $74 \pm 1^*$    | $55 \pm 1$              | $35 \pm 1$ | $24 \pm 2$ |
| Сокращение гумусового горизонта, %   | 0               | $24 \pm 1$              | $52 \pm 1$ | $67 \pm 3$ |
| Сокращение запасов гумуса в слое 0–50 см, %                                    | 0               | $23 \pm 1$              | $48 \pm 2$ | $59 \pm 3$ |
| Объём выборки  | 195             | 109                     | 45         | 12         |
| Средняя скорость сокращения гумусового горизонта за 200 лет, мм/год            | 0               | 1,0                     | 2,0        | 2,5        |
| <i>Современные черноземы, в сравнении с целиной [1]</i>                        |                 |                         |            |            |
| Сокращение запасов гумуса в слое 0–50 см, %                                    | 50              | 62                      | 74         | 80         |
| Сокращение запасов гумуса в слое 0–50 см по причине эрозии, %                  | 0               | 12                      | 24         | 30         |
| <i>Разные почвенно–климатические условия и культуры [2]</i>                    |                 |                         |            |            |
| Снижение урожайности, %  | 0               | $18 \pm 1$              | $35 \pm 1$ | $52 \pm 1$ |
| Объём выборки  |                 | 149                     | 143        | 120        |

**Примечание:** \* среднее значение  $\pm$  его стандартное отклонение

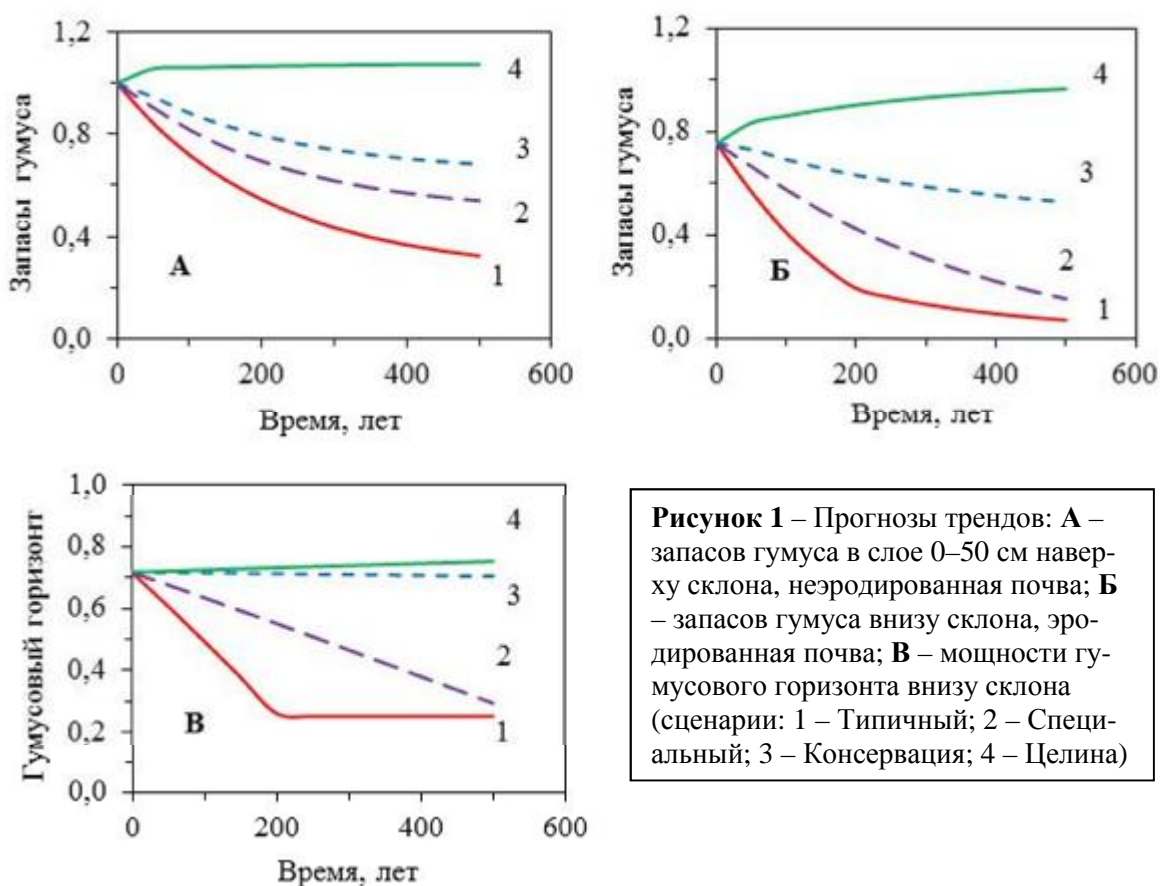
## ПРОГНОЗИРОВАНИЕ ТРЕНДОВ

Для прогнозирования трендов мощности гумусового горизонта и запасов гумуса в чернозёме была разработана комплексная модель [4], включающая модели трёх процессов: водной эрозии [5–7], почвообразования [8] и трансформации органического вещества [9]. Проверка показала, что за 200 лет после распашки целины комплексная модель занизила на 13% мощность гумусового горизонта, а зависимость сокращения запасов гумуса от сокращения мощности гумусового горизонта занизила на 15%. Модель можно использовать для долгосрочного прогнозирования.



Расчёты по модели почвообразования показали, что перед распашкой целины мощность гумусового горизонта возрастала со скоростью 0,01 мм/год. После распашки по причине эрозии эта мощность сокращалась со скоростью 1,0–2,5 мм/год (Таблица 1), т.е. в 100–250 раз больше скорости почвообразования. Такая цена последствий антропогенного воздействия на почву. Сельскохозяйственные ландшафты имеют сложную геометрическую поверхность земли. Для Центрально-Чернозёмного района можно принять, что эродированный склон с длиной 500 м и углом наклона 3° является типичным для принятия разных противозрозионных мер. Для этого склона разработаны прогнозы трендов для 4-х сценариев землепользования: 1 – Типичный (зерно-паро-пропашной севооборот, типичный для XIX–XX вв.); 2 – Специальный (зерно-травяной севооборот); 3 – Консервация (переход к многолетним травам на длительное время); 4 – Целина (залежь, переходящая к условиям целины). На рисунке 1 представлены прогнозы трендов для мощности гумусового горизонта и запасов гумуса в слое почвы 0–50 см [10]. От этих запасов гумуса зависит урожайность. Следовательно, тренд запасов гумуса характеризует и тренд урожайности, которая обеспечена этими запасами. На вертикальной оси 1,0 соответствует значению параметра почвы в начальный момент времени на вершине склона, где отсутствовала эрозия.

Из рисунка 1–Б (для сценария 4) следует, что для восстановления запасов гумуса до 1,0 (до запасов в неэродированной почве в начальный момент времени) потребуется 500 лет. Расчёты [11] по модели почвообразования (для этого же сценария) показали, что для восстановления мощности гумусового горизонта эродированных почв (Таблица 1) потребуется 5,6–8,7 тыс. лет. Из рисунка 1–В (для сценария 1) следует, что через 200 лет мощность гумусового горизонта достигнет глубины вспашки. После этого она будет постоянной и начнётся припахивание материнской породы. Такое произошло в прошлом для сильно эродированного чернозёма (Таблица 1), гумусовый горизонт которого ( $24 \pm 2$  см) соответствует глубине вспашки.



**Рисунок 1** – Прогнозы трендов: А – запасов гумуса в слое 0–50 см наверху склона, неэродированная почва; Б – запасов гумуса внизу склона, эродированная почва; В – мощности гумусового горизонта внизу склона (сценарии: 1 – Типичный; 2 – Специальный; 3 – Консервация; 4 – Целина)

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Антропогенное воздействие на почву привело к большим потерям почвенных ресурсов, используемых для производства растениеводческой продукции.
2. При современном землепользовании (сценарии 1–3) почвенные ресурсы будут продолжать сокращаться, можно только существенно замедлить этот процесс.

3. Для восстановления эродированных почв до состояния неэродированных потребуются (сценарий 4) столетия для восстановления запасов гумуса и тысячелетия для восстановления мощности гумусового горизонта. Эрозионные потери почвы практически невозможно восстановить.
4. Требуется методология для разработки стратегии рационального использования оставшихся почвенных ресурсов.

#### ЛИТЕРАТУРА

- [1] Сухановский, Ю.П., Прущик, А.В., Санжарова, С.И. Оценка и динамика ресурсов черноземов и серых лесных почв сельскохозяйственных угодий Курской области // Вестник Курской государственной сельскохозяйственной академии. 2013. № 6. С. 53–59.
- [2] Санжарова, С.И., Сухановский, Ю.П., Прущик, А.В. Статистический анализ влияния эродированности почвы на урожайность сельскохозяйственных культур // Плодородие. 2009. № 5. С. 39–40.
- [3] Сухановский, Ю.П., Прущик, А.В., Санжарова, С.И. Зависимость урожайности зерновых и пропашных культур от запасов гумуса в черноземах и серых лесных почвах // Доклады РАСХН. 2014. № 4. С. 49–52.
- [4] Сухановский, Ю.П., Санжарова, С.И., Прущик, А.В. Модель динамики содержания гумуса в эродированном черноземе Центрального Черноземья // Агрехимия. 2011. № 12. С. 45–52.
- [5] Сухановский, Ю.П. Физически обоснованная модель эрозии почв при снеготаянии // Почвоведение. 2008. № 8. С. 1006–1018.
- [6] Сухановский, Ю.П. Модель дождевой эрозии почв // Почвоведение. 2010. № 9. С. 1114–1125.
- [7] Сухановский, Ю.П. Вероятностный подход к расчету эрозионных потерь почвы // Почвоведение. 2013. № 4. С. 474–481.
- [8] Лисецкий Ф.Н. Пространственно–временная организация агроландшафтов.– Белгород: Белгор. гос. ун–т, 2000. – 304 с.
- [9] Сухановский, Ю.П., Масютенко, Н.П., Санжарова, С.И., Прущик, А.В. Долгосрочное прогнозирование изменения запасов гумуса в почве // Земледелие. 2010. № 4. С. 22–25.
- [10] Сухановский, Ю. П., Прущик, А. В., Соловьева, Ю. А., Санжарова, С. И. Оценка трендов эродлируемых черноземов пахотных земель Центрального Черноземья // Земледелие. 2015. № 6. С. 19–22.
- [11] Сухановский, Ю. П., Прущик, А. В., Санжарова, С. И., Соловьева, Ю. А. Модифицированный метод прогнозирования эрозии почвы и её последствий // Земледелие. 2016. № 2. С. 29–32.

## Основная глава 6.4 Уплотнение почв Main Chapter 6.4 Soil Compaction

### Chapter II/59: APPROACHES TOWARDS UNDERSTANDING SOIL COMPACTION PROCESSES

#### Глава II/59: Подходы к пониманию процессов уплотнения почвы

Thomas Keller<sup>\*1,2</sup>; Mathieu Lamandé<sup>3,4</sup>; Mojtaba Naderi-Boldaji<sup>5</sup>; Renato Paiva de Lima<sup>6</sup>

DOI 10.25680/2398.2018.76.77.156

\*Email: [thomas.keller@slu.se](mailto:thomas.keller@slu.se)

1.Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Soil and Environment, Box 7014, 75007 Uppsala, Sweden

2.Agroscope, Department of Agroecology and Environment, Reckenholzstrasse 191, 8046 Zürich, Switzerland

3.Aarhus University, Research Centre Foulum, Department of Agroecology, Box 50, DK-8830 Tjele, Denmark

4.Norwegian University of Life Sciences, Faculty of Environmental Sciences and Natural Resource Management, Box 5003 NMBU, 1432 Ås, Norway

5.Shahrekord University, Department of Mechanical Engineering of Biosystems, Box 115, Shahrekord 88186-34141, Iran

6.Federal Institute of Mato Grosso (IFMT), Campus Barra do Garças, Estrada de acesso a BR-158, Radial José Mauricio Zampa, s/n – CEP 78600-000, Brazil

**ABSTRACT.** Soil compaction is a global problem causing huge costs to society. Soil compaction reduces soil pore space and changes pore geometry, thereby adversely impacting a range of key soil ecological functions. Although progress has been made in quantifying effects of soil compaction and in developing tools for minimizing compaction risks, our understanding of some of the key features of the soil compaction process is limited. This chapter gives an overview of current knowledge and research with focus on stress transmission, stress-strain relationships and compaction mapping, and identifies some opportunities for future research.

**Резюме.** Уплотнение почвы - глобальная проблема, вызывающая огромные издержки для общества. Уплотнение почвы уменьшает поровое пространство и изменяет геометрию пор, тем самым отрицательно влияя на ряд ключевых экологических функций почвы. Несмотря на достигнутый прогресс в количественном определении последствий уплотнения почвы и в разработке инструментов для минимизации рисков уплотнения, наше понимание некоторых ключевых особенностей процесса уплотнения почвы ограничено. В этой главе дается обзор текущих знаний и исследований с акцентом на передачу напряжения, на зависимости между напряжением и деформацией и на составление карт уплотнения почвы, а также определены некоторые возможности для будущих исследований.

**KEYWORDS:** soil stress, stress-strain relationship, precompression stress, X-ray computed tomography, acoustic emissions, geophysics, horizontal penetrometer

**Ключевые слова:** напряжение грунта, связь напряжений и деформаций, напряжение предварительного сжатия, рентгеновская компьютерная томография, акустические излучения, геофизика, горизонтальный пенетрометр

### INTRODUCTION

Soil compaction due to agricultural and forest traffic has been a subject of research for decades. Initially, it was mainly studied because a decrease in soil porosity has negative consequences on soil productivity. In recent decades, the negative impact of compaction on soil ecological functions and services has received growing attention. Soil compaction not only leads to a reduction in soil pores space, but also changes pore size distribution, pore continuity and pore connectivity. Modification in the spatial arrangement and stability of voids and solids, i.e. soil structure, affects many physical, chemical and biological processes in soil, and hence living conditions for plants and soil organisms.

Soil compaction is a problem of global importance. Recent estimates from Schjønning et al. [1] suggest that a quarter of all European soils are compacted. Soil compaction creates tremendous costs to society. For example, annual direct (yield loss) and indirect costs (e.g. increased flood risk) due to compaction were estimated by Graves et al. [2] to 500 M€ for England. Trends of steadily increasing weight and

power of agricultural and forest machinery, driven by economical pressure and efficiency considerations, suggest that the already acute problem of soil compaction will aggravate.

The soil compaction process may be divided into the following steps (chain of cause; Figure 1): stress application (stress at the soil surface, induced by a vehicle) → stress transmission in soil → soil deformation (dependent on soil stress and soil strength) → deformation-induced modification of soil functions → changes in ecosystem services provided by soil (e.g. productivity, flood control). We note that these may be interrelated: for example, soil mechanical properties (and hence deformation) may affect soil stress (transmission). A key aspect of the severity of soil compaction, i.e. the damage and costs of compaction, is the recovery time, i.e. the time it takes a soil to recover to its pre-compaction state.

## STRESS TRANSMISSION

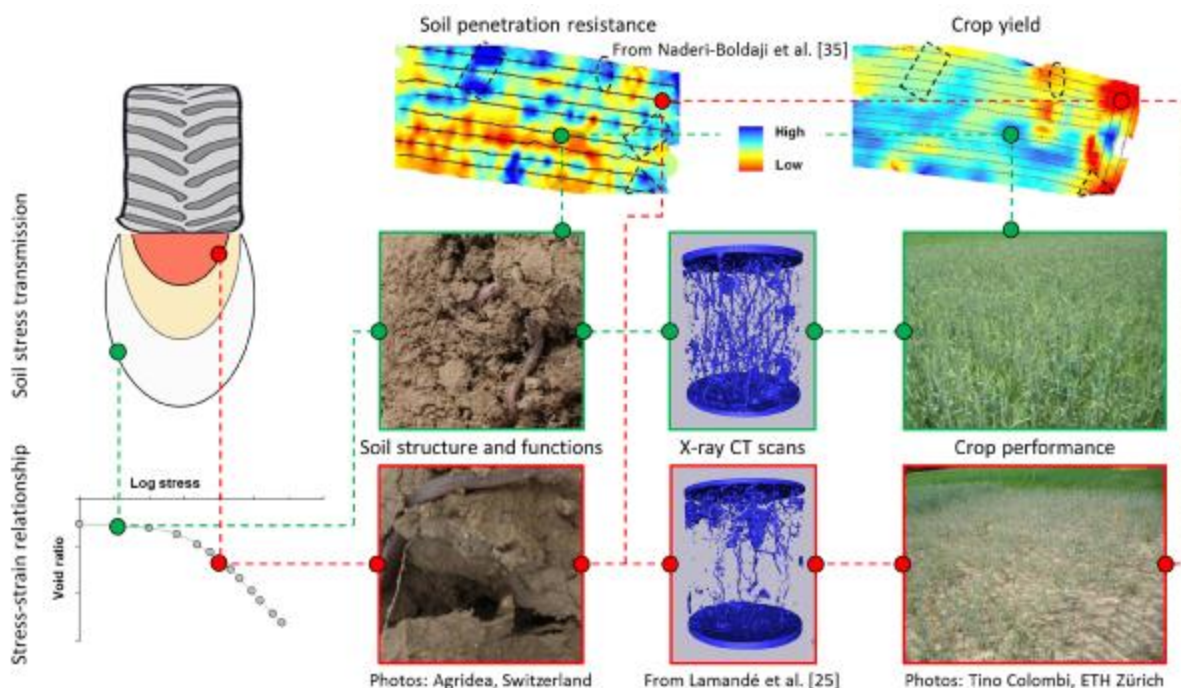
Knowledge of stress transmission in soil is important for understanding soil compaction caused by vehicular traffic (Figure 1). However, both measurements and modelling involve a number of challenges. In-situ measurements are challenging because it is difficult to (i) install sensor probes without disturbing the soil structure, (ii) obtain good probe-soil contact, and (iii) obtain the complete stress field, and because (iv) probe dimensions and properties affect the probe reading. Different probe types may have different advantages and disadvantages. Load cell transducers [3] measure stress in a clearly defined direction (typically vertical stress) but only provide one stress component. Stress-state transducers containing six differently oriented load cells allow computation of the stress state [4] but uncertainties of computed stress components may be large and ensuring a good probe-soil contact may be difficult because of the complex probe geometry. Pressure measured with fluid-filled flexible pressure probes [5] is directly related to mean normal stress and installation of such probes is easy and quick and probe-soil contact good, but pressure readings are a function of the Poisson's ratio of soil that could change during loading. Critical aspects in soil stress simulation [6] are the upper model boundary condition (i.e. stress at the tyre or track-soil interface), representation of soil heterogeneity and layers that is a simplification of reality, modelling of stress-strain relationships, and input of material properties that may not be readily available.

Due to their simplicity and robustness, analytical models based on the Boussinesq [7] solution and "semi-empirical" models [8] are appealing and used both in research as well as implemented in decision support tools [6, 9]. Although good agreement between simulated and measured vertical stress has been reported, Lamandé and Schjønning [10] have found that stress in the topsoil were underestimated by such models. In contrast to semi-empirical models that are typically limited to homogeneous material, finite element models can account for soil layers with different material properties that affects stress transmission. The structure and mechanical properties of topsoil may distinctly differ from that of the subsoil, and a plough pan is often present at the interface between topsoil and subsoil in arable soil. However, the literature is not unanimous on how a plough pan affects stress distribution [see 11]. Lamandé and Schjønning [10] compared measurements and simulations and suggest stress transmission in topsoil is different from stress transmission in subsoil. Analytical, semi-empirical and finite element models consider soil as a continuum. According to the results reported by Naveed et al. [12], this might explain some of the inconsistencies between measured and simulated stress propagation in topsoil. The structure of topsoil resembles a collection of fragments (produced by tillage) and aggregates (created by biological activity), and therefore, topsoil may be better described by a granular material. Based on laboratory experiments on soil columns, Naveed et al. [12] found that stress followed discrete paths when deformations were small, whereas the typical "pressure bulbs" were identifiable when applied stress was large. The discrete element (DE) approach comprises a large class of numerical methods for the simulation of a collection of particles interacting through frictional contacts and collisions [13], and offers an opportunity to investigate effects of soil structure on stress propagation. Experimental work using photo-elastic cells (as used in granular matter research) may further contribute to a better understanding of soil structure impacts on stress transmission [14].

## SOIL COMPRESSIVE BEHAVIOUR AND PRECOMPRESSION STRESS

The compressive behaviour of soil is obtained from the relationship between (the logarithm of) stress and a measure of the compaction state (void ratio, specific volume or bulk density). Typically, this relationship (also referred to as compression curve) is obtained from uniaxial compression tests on soil samples. Compression curves can be divided into an elastic and a plastic part (Figure 1). The point that separates the two parts is called precompression stress ( $\sigma_p$ ). Deformation is expected to be elastic and reversible if the applied stress is smaller than  $\sigma_p$ . If the applied stress exceeds  $\sigma_p$ , soil deformation is plastic and irreversible. Consequently, soil compaction could be avoided by ensuring that the applied stress does not

exceed  $\sigma_p$  [15]. Compression curves yield two more properties of interest: the recompression (or swelling) index and the compression index. The recompression index is the slope of the recompression line that describes elastic behaviour, and yields information on the elasticity of soil and the magnitude of rebound upon stress release. The compression index is the slope of the virgin compression line that characterizes plastic behaviour and is a measure of soil compressibility. Soil generally becomes stronger (with an increase in  $\sigma_p$  and a decrease in compressibility) with increasing bulk density and increasing matric suction [16]. However, the relationships between compressive properties, soil texture and initial moisture conditions are complex [17]. Although the concept of precompression stress is well established, there are aspects that require further research. There is evidence that deformation is not fully elastic even when the applied stress  $< \sigma_p$  [18-20]. This may be partly due to the fact that matric suction changes during loading [19, 21]. The compression curve is typically expressed as a function of vertical stress (applied in uniaxial compression tests) although volume change (compression) is related to mean normal stress [18]. Finally, there are methodological issues related to the determination of  $\sigma_p$  [22, 23]. The use of non-invasive methods as described in the next section may help to improve quantitative understanding of soil deformation during compression.



**Figure 1** – Schematic illustration of the soil compaction process

### NON-INVASIVE METHODS TO QUANTIFY COMPACTION STATE AND PROCESSES

Non-invasive (non-destructive) techniques offer possibilities to quantify soil deformation and changes in soil structure due to mechanical loading or during stress application, and thereby provide new insights towards better understanding of soil deformation processes.

**X-ray computed tomography:** During the last decade, the development of the use of the X-ray computed tomography (CT) acquisition technique and analysis method in soil research has been tremendous. Analysis of CT images allows direct quantification of soil structural features, in particular pore system characteristics (Figure 1). CT has been used to quantify changes in the soil pore structure due to compaction (e.g. [24]) and to provide experimental evidence of long-term compaction effects [25]. However, there are only few studies that use CT to quantify soil deformation. Schäffer et al. [26] quantified the deformation and stability of artificial macropores as a function of applied stress. Peth et al. [27] could show that soil deformation under hydraulic and mechanical stresses is spatially highly heterogeneous. Strain due to uniaxial compression was calculated from CT images by following the displacement of stones [12] and by the displacement of garnet particles mixed into soil [28].

**Acoustic methods:** The macroscopic mechanical response of soil under loading is shaped by microscopic processes and intrinsic mechanical properties. Application of mechanical stresses to soil results in deformation, micro-fracturing, particle motion, and liquid reconfiguration that may release measurable



amounts of stored elastic energy in the form of acoustic emissions (AEs). Acoustic emissions are elastic waves generated from rapid release of strain energy and are emitted at high frequencies (10-1000 kHz), often beyond the range audible to the human ear. Sources of AE in soils are mechanical interactions between moving particles, the formation of cracks, a sudden release of force chains, particle crushing, sliding, and friction, grain cementation fracturing, liquid bridge rupture, and the rupture of roots and other fibres [29]. Characterizing AE from soil during stress application can provide insights on the onset of yielding and better understanding of soil deformation regimes [30].

**Geophysical methods:** Geophysical methods may be used especially for in-situ measurements at larger (e.g. field) scale. Several methods (electrical resistivity tomography, ground penetrating radar, electromagnetic inductance, and seismic methods) may be of interest. Seismic methods, i.e. the application of seismic waves, may be the most promising way in soil compaction research because the velocity of seismic waves is directly related to soil mechanical properties. Keller et al. [31] used compression waves (*P*-waves) to illustrate the dynamic soil behaviour during repeated wheeling. Mapping of compacted zones and distinguishing between compacted and uncompacted areas has been shown using shear waves (*S*-waves) [32] and electrical resistivity tomography (ERT) [33]. A main challenge for the application of geophysical methods is the different spatial scales of interest in soil research and classical geophysical applications.

### IN-SITU MEASUREMENTS FOR MAPPING THE STATE OF SOIL COMPACTION

The state of soil compaction within a field may help to explain crop yield variability (Figure 1) and may be used for site-specific soil management (e.g. site-specific tillage). Mapping of the compaction state within a field at a useful spatial resolution requires on-the-go sensors. This may be achieved by geophysical methods (see previous section) or horizontal penetrometers and cutting tools. Geophysical techniques are non-destructive, but the interpretation of the signal may be difficult because a relatively large soil volume is involved and many factors affect geophysical properties. Soil penetration resistance provides a direct measure of soil mechanical resistance but only considers a small soil volume and is influenced by several soil properties (e.g. texture, soil moisture). Hence, combination of different sensors (i.e. sensor fusion) is needed. There has been significant progress in the development of combined horizontal penetrometers by fusing them with other sensors to simultaneously measure soil water content and soil texture. Sensor fusion systems include (i) mechanical-optical [34], (ii) mechanical-dielectric-Gamma ray fusion [35], and (iii) optical-dielectric fusion [36]. Combination of geophysical methods with other sensors for measurements of ancillary soil properties for soil compaction mapping has not received as much attention yet.

### CONCLUSIONS

1. Soil compaction is a global problem and likely to aggravate in the future.
2. The influence of soil structure on soil stress transmission remains poorly understood.
3. Interactions between soil texture, soil structure and matric suction and their impact on stress-strain relationships and soil strength deserves further attention.
4. Compaction mapping requires sensor fusion systems for simultaneous measurement of soil moisture and texture.
5. Non-invasive techniques offer possibilities to quantify soil deformation and to acquire new insights in soil deformation processes.

### REFERENCES

- [1]Schjønning P., van den Akker J.J.H., Keller T., Greve M.H., Lamandé M., Simojoki A., Stettler M., Arvidsson J., Breuning-Madsen H. 2015. Driver-Pressure-State-Impact-Response (DPSIR) analysis and risk assessment for soil compaction – a European perspective. *Adv. Agron.* 133, 183-237.
- [2]Graves A.R., Morris J., Deeks L.K., Rickson R.J., Kibblewhite M.G., Harris J.A., Farewell T.S., Truckle I. 2015. The total costs of soil degradation in England and Wales. *Ecol. Econ.* 119, 399-413.
- [3]Lamandé M., Keller T., Berisso F.E., Stettler M., Schjønning P. 2015. Accuracy of soil stress measurements as affected by transducers dimensions and shape. *Soil Till. Res.* 145, 72-77.
- [4]Nichols T.A., Bailey A.C., Johnson C.E., Grisso R.D. 1987. A stress-state transducer for soil. *Trans. ASAE* 30, 1237-1241.
- [5]Berli M., Eggers C.G., Accorsi M.L., Or D. 2006. Theoretical analysis of fluid inclusion for in situ soil stress and deformation measurements. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 70, 1441-1452.



- [6]Keller T., Lamandé M. 2010. Challenges in the development of analytical soil compaction models. *Soil Till. Res.* 111, 54-64.
- [7]Boussinesq J. 1885. Application des potentiels à l'étude de l'équilibre et des mouvements des solides élastiques. Gauthier-Villars, Paris, 30p.
- [8]Söhne W. 1953. Druckverteilung im Boden und Bodenformung unter Schlepperreifen [Pressure distribution in the soil and soil deformation under tractor tyres]. *Grundl. Landtechn.* 5, 49-63.
- [9]Stettler M., Keller T., Schjønning P., Lamandé M., Lassen P., Pedersen J., Weisskopf P. 2014. Terranimo<sup>®</sup> – a web-based tool for evaluating soil compaction. *Landtechn.* 69, 132-138.
- [10]Lamandé M., Schjønning P. 2011. Transmission of vertical stress in a real soil profile. Part I: Site description, evaluation of the Söhne model, and the effect of topsoil tillage. *Soil Till. Res.* 114, 57-70.
- [11]Keller T., Ruiz S., Stettler M., Berli M. 2016. Determining soil stress beneath a tire: measurements and simulations. *Soil Sc. Soc. Am. J.* 80, 541-553.
- [12]Naveed M., Schjønning P., Keller T., de Jonge L.W., Moldrup P., Lamandé M., 2016. Quantifying vertical stress transmission and compaction-induced soil structure using sensor mat and X-ray computed tomography. *Soil Till. Res.* 158, 110-122.
- [13]Radjai F., Dubois F. 2011. Discrete-element Modeling of Granular Materials. John Wiley & Sons, Berlin, 496 pp.
- [14]Guimarães R.M.L., Lamandé M., Munkholm L.J., Ball B.C., Keller T. 2017. Opportunities and future directions for visual soil evaluation methods in soil structure research. *Soil Till. Res.* 173, 104-113.
- [15]Horn R. 2003. Stress-strain effects in structured unsaturated soils on coupled mechanical and hydraulic processes. *Geoderma* 116, 77-88.
- [16]Horn R., Way T., Rostek J. 2003. Effect of repeated tractor wheeling on stress/strain properties and consequences on physical properties in structured arable soils. *Soil Till. Res.* 73, 101-106.
- [17]Lima R.P., Silva A.P., Giarola N.F.B., Silva A., Rolim, M., Keller T. 2018. Impact of initial bulk density and matric suction on compressive properties of two Oxisols under no-till. *Soil Till. Res.*, 175, 168-177.
- [18]O'Sullivan M.F., Robertson E.A.G., 1996. Critical state parameters from intact samples of two agricultural soils. *Soil Till. Res.* 39, 161-173.
- [19]Peth S., Rostek J., Zink A., Mordhorst A., Horn R., 2010. Soil testing of dynamic deformation processes of arable soils. *Soil Till. Res.* 106, 317-328.
- [20]Keller T., Arvidsson J., Schjønning P., Lamandé M., Stettler M., Weisskopf P. 2012. In situ subsoil stress-strain behavior in relation to soil precompression stress. *Soil Sci.* 117, 490-497.
- [21]Larson W.E., Gupta S.C. 1980. Estimating critical stress in unsaturated soils from changes in pore water pressure during confined compression. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44, 1127-1132.
- [21]Keller T., Lamandé M., Schjønning P., Dexter A.R. 2011. Analysis of soil compression curves from uniaxial confined compression tests. *Geoderma* 163, 13-23.
- [23]Silva A.R., Lima R.P. 2016. Comparison of methods for determining precompression stress based on computational simulation. *Rev. Brasil. Ciên. Solo* 40, 1-10.
- [24]Schäffer B., Stauber M., Müller R., Schulin R. 2007. Changes in the macro-pore structure of restored soil caused by compaction beneath heavy agricultural machinery: a morphometric study. *Eur. J. Soil Sci.* 58, 1062-1073.
- [25]Lamandé M., Wildenschild D., Berisso F.E., Garbout A., Marsh M., Moldrup P., Keller T., Hansen S.B., de Jonge L.W., Schjønning P. 2013. X-ray CT and laboratory measurements on glacial till subsoil cores – assessment of inherent and compaction-affected soil structure characteristics. *Soil Sci.* 178, 359-368.
- [26]Schäffer B., Stauber M., Mueller T.L., Müller R., Schulin R. 2008. Soil and macro-pores under uniaxial compression. I. Mechanical stability of repacked soil and deformation of different types of macro-pores. *Geoderma* 146, 183-191.
- [27]Peth S., Nellesen J., Fischer G., Horn R. 2010. Non-invasive 3D analysis of local soil deformation under mechanical and hydraulic stresses by  $\mu$ CT and digital image correlation. *Soil Till. Res.* 111, 3-18.
- [28]Schlüter S., Vogel H.-J. 2016. Analysis of soil structure turnover with garnet particles and X-ray microtomography. *PloS One* 11(7), e0159948.
- [29]Michlmayr G., Cohen D., Or D. 2012. Sources and characteristics of acoustic emissions from mechanically stressed geologic media: A review. *Earth Sci. Rev.* 112, 97-114.
- [30]Naderi-Boldaji M., Bahrami M., Keller T., Or D. 2017. Characteristics of acoustic emissions from soil subjected to confined uniaxial compression. *Vadose Zone J.* 16(7), doi:10.2136/vzj2017.02.0049.

- [31]Keller T., Carizzoni M., Berisso F.E., Stettler M., Lamandé M. 2013. Measuring the dynamic soil response during repeated wheeling using seismic methods. *Vadose Zone J.* 12(3), doi:10.2136/vzj2013.01.0033.
- [32]Donohue S., Forristal D., Donohue L.A. 2013. Detection of soil compaction using seismic surface waves. *Soil Till. Res.* 128, 54-60.
- [33]Besson A., Séger M., Giot G., Cousin I. 2013. Identifying the characteristic scales of soil structural recovery after compaction from three in-field methods of monitoring. *Geoderma* 204-205, 130-139.
- [34]Mouazen A.M., Ramon H. 2006. Development of on-line measurement system of bulk density based on on-line measured draught, depth and soil moisture. *Soil Till. Res.* 86, 218-229.
- [35]Naderi-Boldaji M., Sharifi A., Alimardani R., Hemmat A., Keyhani A., Loonstra E.H., Weisskopf P., Stettler M., Keller T. 2013. Use of a triple-sensor fusion system for on-the-go measurement of soil compaction. *Soil Till. Res.* 128, 44-53.
- [36]Al-Asadi R.A., Mouazen A.M. 2014. Combining frequency domain reflectometry and visible and near infrared spectroscopy for assessment of soil bulk density. *Soil Till. Res.* 135, 60-70.

## Chapter II/60: ANALYSIS AND MODELING OF FIELD TRAFFIC INTENSITY IN FARMING LANDSCAPES USING GIS

### Глава II/60: Анализ и моделирование интенсивности движения сельскохозяйственной техники на полях в агроландшафтах с использованием ГИС

Joachim Brunotte<sup>1</sup>, Rainer Duttmann<sup>\* 2,3</sup>, Katja Augustin<sup>2</sup>, Michael Kuhwald<sup>2</sup>

DOI 10.25680/2112.2018.56.77.157

\*Email: [duttmann@geographie.uni-kiel.de](mailto:duttmann@geographie.uni-kiel.de)

1.Thünen-Institute of Agricultural Technology, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig, Germany

2.Christian-Albrechts-University Kiel, Department of Geography, Chair of Physical Geography: Landscape Ecology and Geoinformation Science, Ludewig-Meyn-Straße 14, 24098 Kiel, Germany

3.Christian-Albrechts-University Kiel, Center for Geoinformation, Neufeldtstraße 10, Laurispark - Geb. 32, 24118 Kiel, Germany

**ABSTRACT.** Mitigating unnecessary field traffic at high wheel load and contact stresses and reducing traffic intensity of tillage and harvest operations as well are key measures to protect soil against harmful soil compaction and related negative effects on the various soil functions. This paper gives an example of the use of spatial information technology to predict soil compaction risks based on GPS data recorded by farm vehicles involved in tillage and harvesting processes. It introduces into a GIS model that connects GPS data, farm machinery data and yield information to map wheeling intensity and to spatially calculate wheel loads and mean contact area stresses, including their changes during silage maize harvest. The application of our model enables to detect within-field sections of high mechanical stresses applied by farm vehicles at high spatial resolution and supports to optimizing of field traffic strategies for tillage and harvest operations on individual fields.

**Резюме.** Сокращение движения на полях сельскохозяйственных машин с высокой нагрузкой на колеса и контактными напряжениями, а также снижение интенсивности движения при обработке почвы и уборке урожая являются ключевыми мерами защиты почвы от вредного уплотнения и связанных с ним отрицательных эффектов на различные функции почвы. Данная глава дает пример использования геоинформационных технологий для предсказания рисков уплотнения почвы на основе данных глобальной системы позиционирования (GPS), получаемых сельскохозяйственными машинами при обработке почвы и уборке урожая. Вводится модель ГИС, которая связывает данные GPS, данные о сельскохозяйственной технике и информацию об урожайности, позволяя строить карты интенсивности проходов техники и рассчитывать пространственное распределение нагрузки от колес и среднего напряжения для площади контакта с почвой, включая изменения этих показателей, во время уборки кукурузы на силос. Применение нашей модели позволяет с высоким пространственным разрешением определять участки полей с высокими механическими напряжениями от сельскохозяйственных машин и служит для оптимизации движения техники при обработке почвы и уборке урожая в пределах отдельных полей.

**KEYWORDS:** Field traffic, soil compaction, modeling, soil protection, Geographic Information Systems (GIS), Global Navigation Satellite System (GNSS)

**Ключевые слова:** Сельскохозяйственная техника, Уплотнение почвы, Моделирование, Защита почвы, Система географической информации (ГИС), Глобальная навигационная спутниковая система (ГНСС)

## INTRODUCTION

Soil compaction in farmland soils is one of the main threads to soil productivity. Major concerns to sustaining the various soil functions in arable soils are the increase in vehicle mass and the continuous growth of the loading weights of harvesters and trailers over the last decades on the one side, and increasing field traffic intensity on the other. Heavy machine weights, high wheel loads and intense field traffic are typical for the harvest of sugar beets and silage maize. To prevent of harmful soil compaction, especially through harvest traffic, optimization of field traffic is necessary. Recent research activities, such as the interdisciplinary project "SoilAssist", funded by the German Ministry of Education and Research (BMBF) within the "BonaRes" research initiative, aim at developing soil conserving field traffic strategies to reduce soil compaction.

Particularly under moist soil conditions that typically occur at harvest times for sugar beets and silage maize the risk of soil and subsoil compaction increases strongly, because the resisting forces in the soil are in imbalance with the external stresses applied by heavy field machinery (Nevens & Reheul [1], Peth et al. [2]). High wheel or axle loads of vehicles and harvesters and wheeling intensity (e.g. the number of wheel passes and repeated wheel-to-wheel passages) substantially increase the vulnerability of soils to irreversible soil deformation and subsoil compaction (Soane et al. [3], Håkansson & Reeder [4], Hamza & Anderson [5]). In contrast to easily recognizable phenomena of soil degradation such as soil erosion, soil compaction does not leave visible marks in a landscape. It is masked by other signals like reduced crop yields, delayed growth or ponding water, which makes it difficult to recognize and locate soil compaction directly (McGarry [6]).

Modern field trucks and harvesters are often equipped with GNSS (Global Navigation Satellite System) technology, like GPS or RTK-(real time kinematic) GPS today. Thus, a promising approach to spatially detect soil compaction risks caused by field traffic is to process the data collected from vehicle-mounted GPS-receivers using Geographical Information Systems (GIS). Yule et al. [7], Richards [8] and Kroulík et al. [9] applied GPS data to map vehicle movement and trafficking intensity. Duttmann et al. [10] used position data from vehicle-mounted GPS to evaluate on-road and in-field transportation effort during silage maize harvest and to simulate traffic-induced loads and contact stresses exerted to soils of harvested fields. Estimates of traffic intensities for selected field operations are given by Håkansson [11], suggesting that the wheel track area of harvesting operations such as sugar beet harvest solely vary between 120 and 180% relative to the field area.

However, studies that take the spatial distribution of traffic intensity and the within-field distribution of varying wheel loads and contact area stresses during harvests into account, are widely missing. This is also valid for calculations of the field area affected by certain wheel loads and mean ground contact stresses.

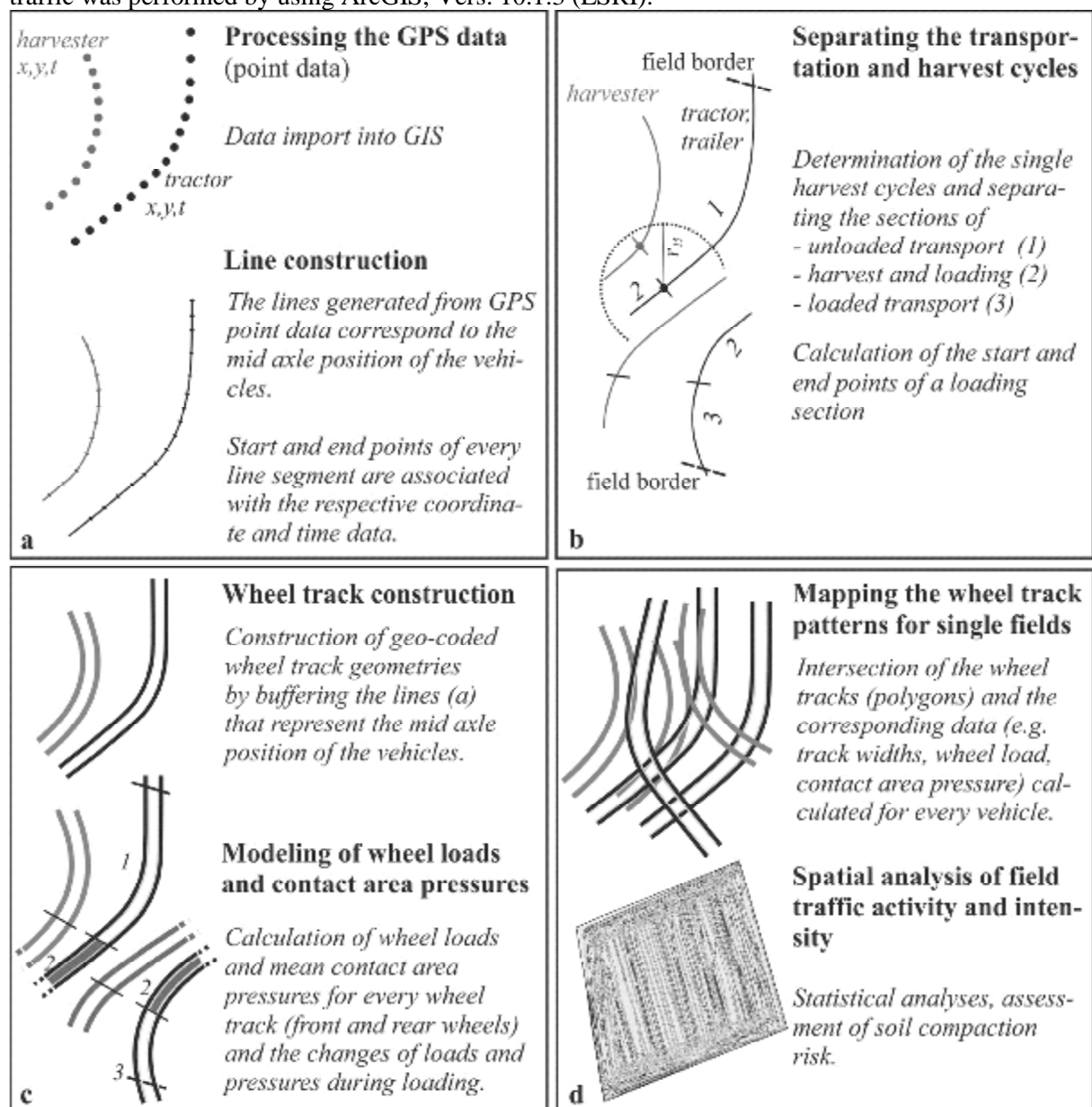
## AIM OF THE METHOD

Our model aims at calculating traffic intensity through tillage and silage and harvest processes on single fields considering the position data recorded by farm vehicles, the characteristics of the individual farm machines and the changing loads of the trailers used for transporting the harvested goods (cf. Duttmann et al. [10,12], Duttmann et al. [13]). In detail our GIS-based model enables:

- the mapping of traffic patterns based on real traffic operations and machine characteristics at high spatial resolution,
- the calculation of percentages of the trafficked field area during harvest and other farm operations,
- the estimation of maximum wheel loads and maximum mean contact stresses applied by farm vehicles and harvesters at any location inside a field, considering the changes in wheel load and contact stress of tractors and trailers during loading at harvesting processes,
- the identification of repeatedly wheeled track sections and the calculation of the area percentages of multiple wheel-to-wheel passages and
- the spatial detection of "hot spots" of traffic intensity inside a field or ensembles of fields.

## PRINCIPLE AND PROCEDURE

To run the model, GPS-data collected by the individual vehicles involved in farm operations are required. Besides, the model necessitates the technical characteristics of the single vehicles used for tillage and harvesting such as (e.g. mass, axle widths, tire sizes, tire inflation pressure, cutter head widths of harvesters, storage capacity of trailers) as input variables. The vehicle data are taken from a machine data base connected with the model. In this paper the application of our model will be exemplarily demonstrated for silage maize harvest, while the model is also applicable to cereal and sugar beet harvests. In this case example a self-propelled forage harvester with a 4.5 m wide cutter head and three transportation teams consisting of a tractor and a tandem axle trailer were used. To verify the modeled changes in wheel loads and contact area stresses calculated for the loading section by real data, the tare weights and loading weights of the transport vehicles were measured before and after a single loading sequence. For recording all traffic activities inside the field, every transport and harvesting vehicle was equipped with a GPS receiver. The receiver antennas were mounted above the center of the tractors' rear axles and the harvesters' front axles in order to exactly construct the wheel tracks in subsequent modeling. The positions of the certain vehicles were automatically recorded every second. To manage and process the received GPS data during the field campaign we used the mobile GIS ArcPad (ESRI), whereas the later modeling of field traffic was performed by using ArcGIS, Vers. 10.1.3 (ESRI).

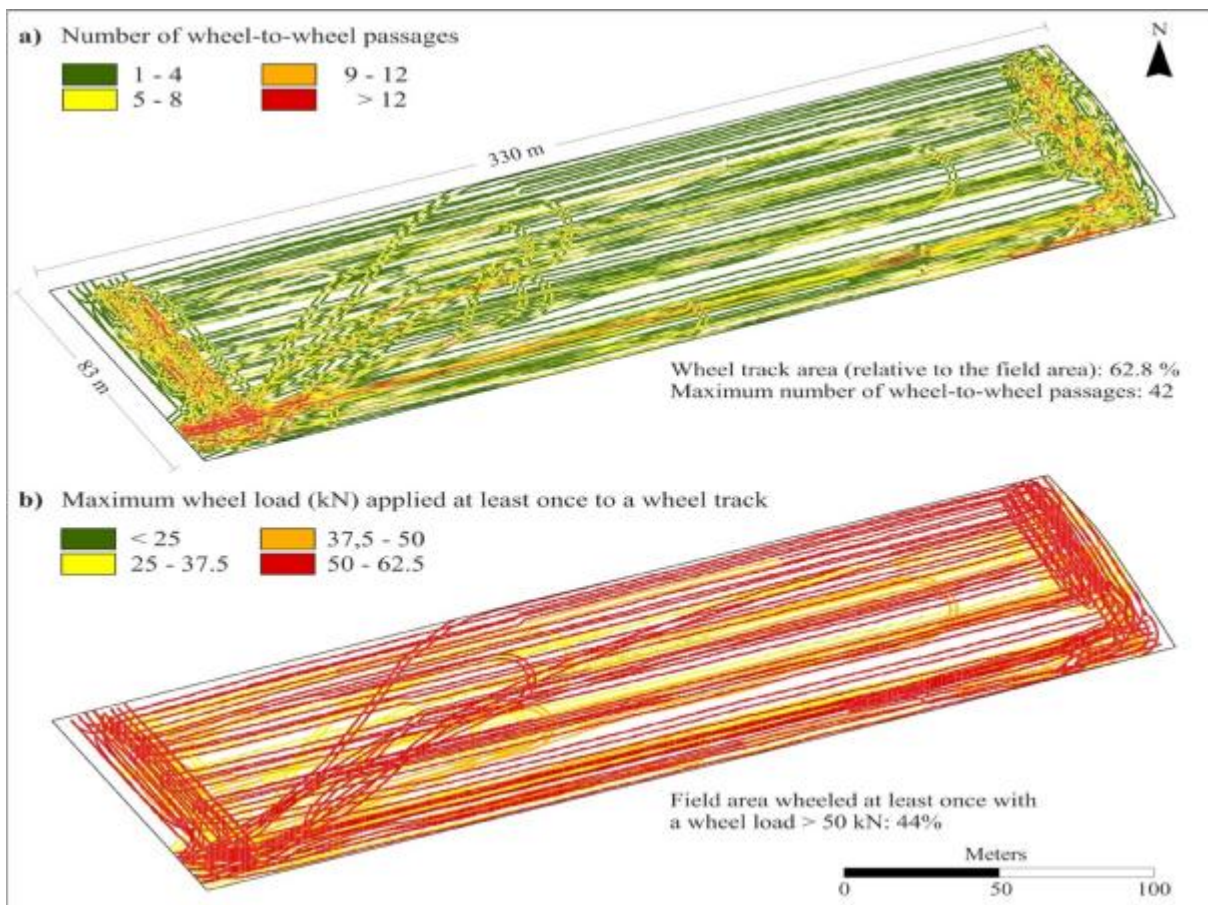


**Figure 1** – Modeling scheme to spatially simulate traffic activities inside of a field (according to Duttmann et al. [12], p. 103; simplified)

## MODELING OF FIELD TRAFFIC AND FIELD TRAFFIC INTENSITY

To model the courses and sizes of the wheel tracks the GPS position data of tractors and the harvester were converted into lines, where the length of each line segment corresponded to a time interval of 1 second. Every line segment relates to a data base record that stores the xy-coordinate and time signal data of the segments' starting and ending points for each vehicle and "field-cycle". A "field cycle" consists of three sections: (1.) the transfer of the unloaded transport vehicles from the field-border to the position of the harvester, (2.) the harvesting and loading section and, (3.) the return passage of the loaded vehicles to the field border. The major steps of data processing are shown in Figure 1. A more detailed description of the modeling procedure is given by Duttmann et al. [10,12].

The mean ground contact areas of the driving tires of the harvester and the tractors were measured under field conditions with a hydraulic tire-measuring device, while the contact areas of the other tires (front tires of the tractors, rear tires of the harvester, trailer tires) were estimated according to Diserens [14] and Diserens [15] for cross-ply tires and semi-firm soils. The changing loading weights were calculated by interpolating between the tare weight of the trailers at the start of the loading process and gross weight at the end of a cycle, assuming a constant speed.



**Figure 2** – Wheel track patterns and spatial distribution of maximum wheel loads applied at least once to a wheel track during silage maize harvest (Duttmann et al. [12], p. 105; slightly modified)

## RESULTS

A selection of feasible modeling results is presented in Figure 2. It shows the spatial patterns of field traffic during a silage maize harvest and the maximum wheel loads applied to soil at every position inside a field. To assess field traffic intensity, we exemplarily used the percentage of the wheeled area related to the field area and the number of repeated wheel-to-wheel passages as indicators. As demonstrated in Figure 2a, the modeled wheel track patterns for load and harvest activities give a clear spatial indication of those field sections that are mainly affected by multiple wheeling. In this case, the headlands and the entrance areas and the routes from the field entrance to the opposite side from where the unloaded transport vehicles approach the actual position of the harvester were found to be the locations of highest wheeling density and highest numbers wheel-to-wheel passages. Calculations also show that at least 12% of the

complete field have been wheeled more than six times. Repeated wheeling at the same or a higher load increases the risk of soil compaction. Besides, wheel loads > 50 kN are assumed to have high impact on subsoil compaction (van den Akker et al. [16]). The spatial distribution of maximum wheel loads applied to a wheel track is shown Figure 2b. It reveals that nearly 44% of the field area was wheeled at least once with a wheel load > 50 kN, which equals to 70% of the total wheel track area. In addition to the headlands and the entrance areas, track sections of highest wheel loads were detected for the return routes of the fully loaded transporters. Considering the comparably long distances (median distance 175 m) the loaded transport vehicles had to cover when returning to the field gate, it is obvious that a major share of load input could be avoided. Possible measures could be either to optimize field traffic, e.g. by implementing a controlled traffic farming system (CTF), or by adjusting the field geometry such that the harvest distance in one-way direction equals to the loading capacity of the trailer. The model presented here supports to finding optimal traffic strategies for given field conditions, accounting for the farm-specific tillage and harvest practices applied for various crop types and crop rotations in order to reduce soil compaction risks.

## CONCLUSIONS

1. Spatial analyses of field traffic using geodata such as GNSS data collected by farm vehicles supports to the detection of soil compaction risks resulting from vehicle load inputs.
2. Combining the recorded position data with the technical properties of the individual farm vehicles enables the calculation of varying wheel loads and ground contact stresses at a high level of precision. Thus, it is possible to compare the external load applied by farm machinery against the load bearing capacity of the soils to deduce recommendations of the allowable load inputs under given soil conditions.
3. Our model assists to sampling strategies for soil compaction monitoring at the field and landscape scales, because it allows to exactly quantify the mechanical impact of farm machinery at every position inside of a trafficked field, facilitating the selection of relevant measurement sites.

## REFERENCES

- [1] Nevens, F., Reheul, D. 2003. The consequences of wheel-induced soil compaction and subsoiling for silage maize on a sandy loam soil in Belgium. *Soil Tillage Res.* 70, 175-184.
- [2] Peth, S., Horn, R., Fazekas, O., Richards, B.G. 2006. Heavy loading and its consequences for soil structure, strength, and deformation of arable soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 169 (6), 775-783.
- [3] Soane, B.D., Dickson, J. W., Campbell, D.J. 1982. Compaction by agricultural vehicles: a review. III. Incidence and control of compaction in crop production. *Soil Tillage Res.*, 2, 3-36.
- [4] Håkansson, I., Reeder, R. C. 1994. Subsoil compaction by vehicles with high axle load – extent, persistence and crop response. *Soil Tillage Res.* 29, 277-304.
- [5] Hamza, M.A., Andersson, W.K. 2005. Soil compaction in cropping systems. A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil Tillage Res.* 82, 121-145.
- [6] McGarry, D. 2001. Tillage and soil compaction. In: Garcia-Torres, L., Benites, J., Martinez-Vilela, A. (Eds.): *First World Congress on Conservation Agriculture*, Madrid, Spain, Natural Resources Sciences, October 1-5, 281-291.
- [7] Yule, I.J., Kohnen, G., Nowak, M. 1999. A tractor performance monitor with DGPS capability. *Computers and Electronics in Agriculture. Special Edition: Spatial yield recording of non-grain crops* 23 (2), 155-174.
- [8] Richards, T. 2000. Development of a system for mapping the performance of agricultural field operations. EngD Thesis, unpublished. Cranfield University, Silsoe, UK.
- [9] Kroulík, M., Kumhála, F., Hůla, J., Honzík, I. 2009. The evaluation of agricultural machines field trafficking intensity for different soil tillage technologies. *Soil Tillage Res.* 105, 171-175.
- [10] Duttman, R., Brunotte, J., Bach, M. 2013. Evaluierung der schlaginternen Bodenbelastung durch Befahrung und Ableitung von Optimierungshilfen für den Praktiker. *Landbauforschung* 63 (2), 171-190.
- [11] Håkansson, I. 2005. Machinery-induced compaction of arable soils. Incidence – Consequences – counter measures. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Soil Sciences Uppsala. Reports from the Division of Soil Management No. 109, Uppsala.
- [12] Duttman, R., Brunotte, J., Bach, M. 2013. Spatial analyses of field traffic intensity and modeling of changes in wheel load and ground contact pressure in individual fields during a silage maize harvest. *Soil Tillage Res.* 126, 100-111.



- [13]Duttmann, R., Schwanebeck, M., Nolde, M., Horn, R. 2014. Predicting soil compaction risks related to field traffic during silage maize harvest. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 78, 408-421.
- [14]Diserens, E. 2002. Ermittlung der Reifen-Kontaktfläche im Feld mittels Rechenmodell. Eine wichtige Voraussetzung, um die Bodenbeanspruchung im Ackerbau zu beurteilen. *FAT Berichte*, Nr. 582/2002, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik (FAT), Tänikon (TG), 1-11.
- [15]Diserens, E. 2009. Calculating the contact area of trailer tires in the field. *Soil Tillage Res.* 103, 302-309.
- [16]Van den Akker, J.J.H., Arvidsson, J., Horn, R. 2003. Introduction to the special issue on experiences with the impact and prevention of subsoil compaction in the European Union. *Soil Tillage Res.* 73, 1-8.

## Глава II/61: ОГРАНИЧЕНИЕ УПЛОТНЯЮЩЕГО ВОЗДЕЙСТВИЯ ТЕХНИКИ НА ПОЧВУ Chapter II/61: Restricting Compaction Effects of Agricultural Machinery on Soil

Иван И. Гуреев

DOI 10.25680/9352.2018.50.25.158

Эл. Почта: [gureev06@mail.ru](mailto:gureev06@mail.ru)

Всероссийский НИИ земледелия и защиты почв от эрозии, ул. Карла Маркса 70Б, 305021 Курск, Россия  
Курская государственная сельскохозяйственная академия им. И.И. Иванова, ул. Карла Маркса 70, 305021 Курск, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Разработан новый критерий ограничения уплотняющего воздействия техники на почву. Сущность его заключается в том, что нормированное государственным стандартом допустимое давление движителей сельскохозяйственных агрегатов на почву выражено посредством вредной интенсивности механического воздействия на неё при выполнении полевых работ. Новый критерий более доступен в практическом использовании. Помимо нормальной нагрузки на почву, он учитывает силовую взаимосвязь между энергосредством и агрегируемой им машиной, сказывающуюся на уплотняющих свойствах движителей, а потому более адекватно представляет исследуемый процесс в агроландшафте. Требуемые параметры оценки получают, не прибегая к трудоёмкому эксперименту, - по априорным данным технической характеристики агрегата и свойств почвы, на которой проводят полевые работы. Использование данного критерия позволяет заблаговременно обозначить экологически безопасные условия эксплуатации любого полевого сельскохозяйственного агрегата. Адекватность инновационного критерия подтверждена экспериментально.

**Abstract.** A new criterion has been developed for limiting the compacting effect of machinery on soil. Its essence lies in the fact that, in accordance with the Russian state standard, the permissible pressure of agricultural aggregates on the soil is expressed through the harmful intensity of the mechanical impact on it during field work. The new criterion is more accessible in practical use. In addition to the normal load on the soil, it takes into account the strength relationship between the energy source and the machine it aggregates, which affects the sealing properties of the propulsions, and therefore more adequately represents the process under study in the agrolandscape. The required parameters of the evaluation are obtained without experiments - according to a priori data of the technical characteristics of the aggregate and the properties of the soil on which the field works are carried out. The use of this criterion allows identifying in advance the environmentally friendly operating conditions of any field agricultural unit. The adequacy of the innovation criterion has been confirmed experimentally.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** агроландшафт, сельскохозяйственный агрегат, плотность почвы, давление движителей, вредное воздействие, глубина колеи.

**Keywords:** agrolandscape, agricultural aggregate, soil density, contact surface pressure, harmful influence, gauge depth.

## ВВЕДЕНИЕ

Плотность почвы является определяющим показателем её агрофизических свойств. Под воздействием движителей сельскохозяйственных агрегатов почва переуплотняется. В ней уменьшается содержание порового пространства, ограничиваются возможности использования азота и, как следствие, снижается плодородие. Риски переуплотнения почвы возрастают с повышением влажности [1]. На таких почвах урожайность культур снижается даже при внесении высоких доз органических и минеральных удобрений [2]. Зачастую полного восстановления плодородия переуплотнённой почвы не удаётся достичь известными методами её обработки [2-7]. Важным этапом на пути от декларирования негативных последствий техногенного переуплотнения почвы к научно обоснованному ограничению его уровня является разработка и утверждение государственного стандарта (ГОСТ), регламентирующего нормы допустимого давления движителей мобильной сельскохозяйственной техники в ландшафтном земледелии [8]. Однако практическая реализация положений стандарта затруднена сложной и небезупречной методикой его применения. Определение уплотняющего воздействия движителей ориентировано стандартом на агрегаты в статическом состоянии. При рабочем же перемещении между энергосредством (трактором) и агрегируемой им машиной существует переменная силовая связь, которая сказывается на уплотняющих свойствах движителей. Вследствие тягового сопротивления агрегируемой энергосредством машины в зоне контакта движителей с почвой действуют не только нормальные нагрузки от массы энергосредства, но и тангенциальные, вызывающие буксование ведущих движителей. Величина тангенциальных нагрузок переменная и соизмерима с нормальными нагрузками. Игнорирование данного факта может быть причиной больших погрешностей в расчётах. Кроме того, определение допустимого давления движителей на почву трудоёмко, так как сопряжено с экспериментальной оценкой вертикальной нагрузки на движители и неравномерным распределением её по площади их контакта с почвой. Для этого используют процедуры замера параметров энергосредства, подготовки специального песчаного основания опоры движителя, применения тензометрического приборного оборудования и др.

## ЦЕЛЬ МЕТОДА

Уплотняющее воздействие на почву движителей сельскохозяйственных агрегатов сопутствует всем приёмам механизированного выполнения полевых работ. Методы оценки и ограничения этого воздействия должны обеспечивать, прежде всего, получение адекватных данных и быть максимально упрощены в использовании. Поэтому актуальна разработка адаптированного к практическим условиям критерия, ограничивающего уплотняющее воздействие до уровня, при котором не снижается плодородие почвы. Для получения адекватных данных новый критерий должен учитывать силовую взаимосвязь энергосредств с агрегируемыми ими машинами.

## ПРИНЦИП И ПРОЦЕДУРА

Уплотняющее воздействие движителей на почву ограничивается по их давлению, нормируемому стандартом. Для повышения адекватности и упрощения контроля соблюдения данной нормы при механизированном выполнении полевых работ она выражена посредством более доступного в практическом использовании показателя - вредной интенсивности механического воздействия на почву  $I_e$ . При выполнении единичных агроприёмов значение  $I_e$  формализуется выражением [9]:

$$I_e = 3,6 \frac{(T_c + f_2 G_2 + P \delta) V}{W}, \text{ МДж/га;} \quad (1)$$

где  $T_c$  - горизонтальная сила сопротивления почвы движителям, кН;  $G_2$  и  $f_2$  - вес и коэффициент сопротивления сельскохозяйственной машины протаскиванию;  $P$  - тяговое сопротивление сельскохозяйственной машины, кН;  $\delta$  - коэффициент буксования движителей;  $W$  - основная производительность выполнения агроприёма, га/ч;  $V$  - рабочая скорость агрегата, м/с.

Величину  $T_c$  определяют по формуле [10]:

$$T_c = f_3 b q h^2, \text{ кН;} \quad (2)$$

где  $f_3$  - коэффициент сопротивления перекатыванию шин движителей;  $b$  - ширина движителей, м;  $q$  - коэффициент объёмного смятия почвы, кН/м<sup>3</sup>;  $h$  - глубина колеи после прохода движителей по полю, м.

Движитель воздействует на почву распределённым удельным давлением  $p_0$  по поверхности, площадь которой равна произведению длины хорды  $AB = D \cdot \sin \beta$  на ширину  $b$  [11] (Рисунок):

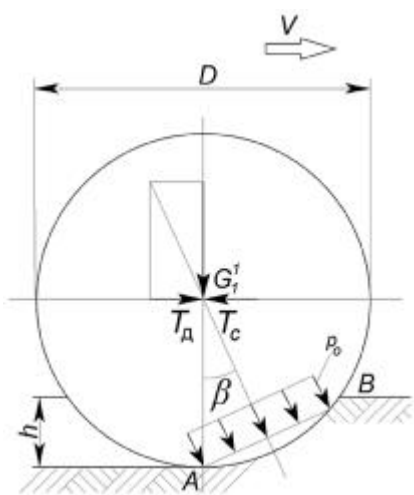
$$p_0 = \frac{2G_1^1}{b D \sin 2\beta}, \text{ кН/м}^2; \quad (3)$$

где  $G_1^1$  - вес энергосредства, приходящийся на единичный движитель  $G_1^1 = mG_1$ , кН;  $m$  - коэффициент распределения веса энергосредства на движители. Для обычных тракторов  $m=0,375$  [12];  $D$  - диаметр движителя, м;  $\beta$  - угол наклона к вертикали равнодействующей сил  $T_d$  и  $G_1^1$ .  
Усилия  $T_d$  на преодоление движителями сопротивления  $T_c$ :

$$T_d = 2f_3 p_0 b D \sin^2 \beta, \text{ кН.} \quad (4)$$

Уравнение (1) с учётом  $T_d = T_c$  и выражения (3) после преобразований принимает вид:

$$p_0 = \frac{1}{2bDf_3} \left[ \frac{(2mG_1)^2}{\frac{I_B W}{3,6V} - f_2 G_2 - P\delta} + \frac{I_B W}{3,6V} - f_2 G_2 - P\delta \right], \text{ кПа.} \quad (5)$$



**Рисунок** - Проседание в почву движителя

Значение  $I_e$  для конкретного машинотракторного агрегата содержится в справочных данных или рассчитывается по методике, изложенной в [9]. Почвенный покров Центрально-Чернозёмного региона РФ на 95% характеризуется суглинистыми и глинистыми почвами [13]. Удельное давление движителей на такую почву должно укладываться в нормы [8], приведенные в Таблице 1.

Функционирование сельскохозяйственного агрегата возможно, если давление движителей  $p_0$  не превышает  $[p_0]$ . Значение  $p_0$ , полученное по формуле (5), сопоставляют с  $[p_0]$  в Таблице 1 применительно к периоду использования агрегата и фактической влажности почвы в слое 0-30 см. Выбранная величина  $[p_0]$  является максимальной для допуска к эксплуатации оцениваемой техники в обозначенных условиях.  
В качестве легко контролируемого ограничительного критерия уплотняющего воздействия движителей на почву является допустимая глубина колеи по их следу  $[h]$ , определенная при  $p_0 = [p_0]$ . Приравнявая (2) и (4), и после преобразований получили:

**Таблица 1** - Допускаемое давление движителей на суглинистую и глинистую почву  $[p_0]$ .  
Для супесчаных почв нормы увеличивают на 20%

| Влажность почвы (Вл) в слое 0-30 см | Весенний период | Летне-осенний период |
|-------------------------------------|-----------------|----------------------|
| Вл > 0,9НВ                          | 80              | 100                  |
| 0,7НВ < Вл ≤ 0,9НВ                  | 100             | 120                  |
| 0,6НВ < Вл ≤ 0,7НВ                  | 120             | 140                  |
| 0,5НВ < Вл ≤ 0,6НВ                  | 150             | 180                  |
| Вл ≤ 0,5НВ                          | 180             | 210                  |

$$[h] = \sqrt{\frac{[p_0] D \left[ 1 - \sqrt{1 - \frac{2mG_1^1}{[p_0] b D}} \right]^2}{q}}, \text{ м.} \quad (6)$$

Если фактическая глубина колеи  $h$  после прохода агрегата не превышает величины  $[h]$ , рассчитанной по формуле (6), эксплуатация его возможна.

## РЕЗУЛЬТАТЫ

Для проверки объективности инновационного подхода провели эксперимент. Целью его явилось подтверждение соответствия величины  $[h]$  по выражению (6) верхнему пределу оптимальной для развития растений плотности почвы  $[\rho]$ , измеренной по следу движителей сельскохозяйственного агрегата. Сущность эксперимента состояла в следующем. Агрегат многократно перемещался по одному следу. После каждого прохода определяли плотность почвы  $\rho$  по следу движителей и глубину колеи  $h$ . Данные эксперимента аппроксимировали уравнением  $\rho=\rho(h)$ , которое решали относительно  $h$  при  $\rho=[\rho]$ . Требовалось доказать, что значение  $h$ , полученное по аппроксимирующему уравнению, с ошибкой не более 5% соответствует величине  $[h]$  по формуле (6).

Эксперимент провели 30 мая 2017 г. на поле чёрного пара в опытном хозяйстве ВНИИЗиЗПЭ (Медвенский район, Курская область). Почва - чернозём обыкновенный, суглинистый с наименьшей влагоёмкостью НВ=27%. Верхний предел оптимального значения плотности почвы, равный  $[\rho]=1,3$  г/см<sup>3</sup> [2], приняли при выполнении экспериментальных исследований. Испытывали агрегат в составе трактора МТЗ 1221 и культиватора КПС-4 при сплошной обработке почвы на глубину 8,5 см со скоростью 2,17 м/с. Техническая характеристика агрегата:  $N_0=96$  кВт;  $f_1=0,18$ ;  $G_1=53$  кН;  $f_2=0,25$ ;  $G_2=7,4$  кН;  $B=4$  м;  $b=0,46$  м;  $D=1,75$  м;  $W=3,12$  га/ч. Влажность почвы в момент испытаний составляла 15% и соответствовала Вл=0,56НВ. Коэффициент объёмного смятия почвы  $q=9540$  кН/м<sup>3</sup>. При проведении эксперимента с культиватора демонтировали рабочие органы, ориентированные по следу движителей трактора. Произвели четыре прохода агрегата по одному следу. Результаты эксперимента представлены в Таблице 2.

**Таблица 2** – Плотность почвы по следу движителей трактора МТЗ 1221 в зависимости от глубины колеи

| Количество проходов агрегата по одному следу | Глубина колеи, м | Плотность почвы по следу движителей, г/см <sup>3</sup> |
|--|------------------|--|
| 1  | 0,035            | 1,18   |
| 2  | 0,043            | 1,42   |
| 3  | 0,049            | 1,43   |
| 4  | 0,052            | 1,45   |

Зависимость  $\rho=\rho(h)$  аппроксимировали уравнением  $\rho=-1442,2h^2+140,43h-1,965$  г/см<sup>3</sup> при  $R^2=0,98$ . При  $\rho=1,3$  г/см<sup>3</sup> решением данного уравнения является  $h=0,038$  м. Расчётное по формуле (6) значение допустимой глубины колеи по следу движителей,  $[h]=0,039$  м. Ошибка расчётов 3,1% не превышает заданного уровня 5%, т.е. экспериментально подтверждено соответствие критерия, ограничивающего глубину колеи по следу движителей агрегата, верхнему пределу

оптимальной плотности почвы.

По экспериментальным данным после первого прохода агрегата плотность почвы по следу движителей  $\rho=1,18$  г/см<sup>3</sup> (меньше  $[\rho]=1,3$  г/см<sup>3</sup>), а глубина колеи  $h=0,035$  м (меньше  $[h]=0,039$  м), что свидетельствует о возможности эксплуатации агрегата в обозначенных выше условиях. Аналогичный вывод получен и расчётами по формуле (5), согласно которым для испытываемого агрегата  $p_0=140,2$  кПа. Допускаемое давление движителей на почву  $[p_0]=150$  кПа (Таблица 1), т.е.  $p_0<[p_0]$ . Таким образом, модель (5) и вытекающее из неё следствие (6) приемлемы для использования в качестве критериев, ограничивающих уплотняющее воздействие техники на почву.

## ВЫВОДЫ ПО ИСПОЛЬЗОВАНИЮ МЕТОДА

Для ограничения уплотняющего воздействия сельскохозяйственной техники на почву целесообразно использовать критерий, являющийся производной интенсивности вредного механического воздействия на неё при выполнении полевых работ. Новый критерий базируется на нормах стандарта и адаптирован к практическим условиям эксплуатации техники. Помимо нормальной нагрузки на почву, он учитывает силовую взаимосвязь между энергосредством и агрегируемой им машиной, сказывающуюся на уплотняющих свойствах движителей, а потому более адекватно представляет исследуемый процесс.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Использование критерия по ограничению уплотняющего воздействия техники на почву позволяет заблаговременно обозначить экологически безопасные условия эксплуатации любого

сельскохозяйственного агрегата, не прибегая к трудоёмкой экспериментальной оценке распределения нагрузки на движители по площади их контакта с почвой.

2. Требуемые показатели оценки получают по априорным данным технической характеристики агрегата и свойств почвы, на которой проводят полевые работы.

#### ЛИТЕРАТУРА

- [1] Kreye, H. Pflanzenschutz im Weizen bei konservierender Bodenbearbeitung / H. Kreye, V. Garbe, G. Bartels, H. Hoppe // *Getreide-Magazin*. 1999. S. 180-183.
- [2] Бондарев, А.Г. Изменение физических свойств и плодородия почв при их уплотнении движителями сельскохозяйственной техники / А.Г. Бондарев, П.М. Сапожников, В.Ф. Уткаев, В.Н. Щепотьев // *Сб. Воздействие движителей на почву*. – Том 118. – М., 1988. – С.46-57.
- [3] Лапик, В.П. Экологические аспекты воздействия гусеничных движителей на почву / В.П. Лапик // *Вестник ФГОУ ВПО МГАУ*. – 2010. – № 2. – С.86-88.
- [4] Акпасов, В.А. Повышение эффективности использования трактора "Кировец" за счет снижения воздействия движителей на почву: автореферат дис. ... канд. техн. наук : 05.20.01 / Саратовский гос. агроинж. ун-т. - Саратов, 1998. - 22 с.
- [5] Злобин, В.И. Повышение эффективности использования колесного трактора класса 1,4 за счет постановки сдвоенных колес в сельскохозяйственном производстве Амурской области: дис. ... канд. техн. наук: 05.20.01 / Благовещенск, 2006. - 138 с.
- [6] Тхазеплов, Х.М. Повышение эффективности использования колесных тракторов на склоновых землях за счет применения шин со съёмным протектором: диссертация ... кандидата технических наук : 05.20.01 / Тхазеплов Х.М.; [Место защиты: Кабард.-Балкар. гос. с.-х. акад. им. В.М. Кокова]. - Нальчик, 2010.- 150 с.
- [7] Ivantsova, N.N. Investigation and Calculation of the stressed-strained State and Compaction of viscoelastic disperse Media as a Result of relaxation Processes. [Текст] / Zolotarevskaya D.I. // *Journal of Engineering Physics and Thermophysics*. - 2005, Vol. 78, No. 5.p. 78-86.
- [8] ГОСТ 26955-86, ГОСТ 26953-86, ГОСТ 26954-86. Техника сельскохозяйственная мобильная. Нормы воздействия движителей на почву. Методы определения воздействия движителей на почву. Метод определения максимального нормального напряжения в почве. М., 1986. – 22 с.
- [9] Гуреев, И.И. Региональный регистр комплексов машин для механизации перспективных агротехнологий / И.И. Гуреев, В.П. Дьяков, Г.К. Гребенщиков, С. Дурдыев. – Курск, ФГБНУ ВНИИЗиЗПЭ, 2015. – 59 с.
- [10] Клёнин, Н.И. Сельскохозяйственные и мелиоративные машины: Элементы теории рабочих процессов, расчёт регулировочных параметров и режимов работы / Н.И. Клёнин, В.А. Сакун. - М., Колос, 1980. - 671 с.
- [11] Синеоков, Г.Н. Теория и расчёт почвообрабатывающих машин / Г.Н. Синеоков, И.М. Панов. М., Машиностроение, 1977. - 328 с.
- [12] Распределение нагрузки по осям трактора / [http://www.starcorussia.ru/catalog/shiny\\_dlya\\_traktorov\\_i\\_kombaynov/](http://www.starcorussia.ru/catalog/shiny_dlya_traktorov_i_kombaynov/).
- [13] Димо, В.Н. Почвенно-гидрологические характеристики зон механизации Европейской территории СССР / В.Н. Димо, А.Н. Садовников // *Сб. Воздействие движителей на почву*. - Том 118. - М., ВИМ, 1988. - С.86-97.

## Основная глава 6.5 Потери углерода почв Main Chapter 6.5 Soil Carbon Losses

### Глава II/62: СОСТОЯНИЕ И ПЕРСПЕКТИВЫ ОХРАНЫ И ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ТОРФЯНЫХ ПОЧВ РОССИИ

#### Chapter II/62: Status and Prospects of Protection and Use of Peat Soils in Russia

Сергей М. Лукин; Татьяна Ю. Анисимова

DOI 10.25680/3935.2018.18.24.159

\*Эл. Почта: [anistan2009@mail.ru](mailto:anistan2009@mail.ru)

Всероссийский научно-исследовательский институт органических удобрений и торфа, Прянишникова ул., д.2, 601390 Вяткино, Судогодский р-н, Владимирская обл., Россия

**РЕЗЮМЕ.** Рассматривается вопрос о современном состоянии сельскохозяйственного торфопользования в России. Экологически допустимое и экономически эффективное вовлечение ресурсов торфяников в сельскохозяйственное использование должно осуществляться с минимальными экологическими нарушениями и потерями в биосфере. Торфяники выполняют многочисленные природно-экологические функции; разнообразие химического состава и свойств торфа позволяет получать из него экологически чистые удобрения и питательные грунты для сельского хозяйства. Удобрения на торфяной основе с участием торфа наиболее окупаемы прибавками урожая, а богатые органическим веществом и азотом торфяно-болотные почвы особенно перспективны для интенсивного освоения под агроценозы с многолетними травами и получения экологически безопасного продовольствия и сбалансированных по питательности кормов.

**Abstract.** We analysed the current state of agricultural peat use in Russia. Environmentally acceptable and cost effective involvement of resources of peatlands in agricultural use must be carried out with minimal environmental disturbances and losses in the biosphere. Peatlands perform many natural ecological functions. Diversity of chemical composition and properties of peat allow to use some peat for environmentally friendly fertilizers and growing media for agriculture. Fertilizer based on peat and containing peat are effective in terms of yield increase. They are rich in organic matter and nitrogen. Peat substrates are particularly promising for intensive cropping of agricultural lands with perennial grasses and for ecologically safe food and nutritionally balanced feed.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** торф, торфяные почвы, использование торфа в сельском хозяйстве, удобрения на торфяной основе

**Keywords:** peat, peat soil, the use of peat in agriculture, fertilizers based on peat

#### ВВЕДЕНИЕ

Торфяные болотные почвы характеризуются потенциально высоким уровнем плодородия, поэтому издавна используются в сельском хозяйстве. Общая площадь болот и заболоченных земель в России составляет 3,69 млн. км<sup>2</sup>, или 21,6% территории страны, из них болота с торфяной залежью более 30 см – 1,39 млн. км<sup>2</sup>, или 8,1% территории. По состоянию на 1 января 2009 года площадь земель под болотами составляла 152,9 млн га, или 8,9% всего земельного фонда Российской Федерации [1]. Наибольшим распространением болот характеризуются регионы Северо-Западного, Уральского и Сибирского федеральных округов.

По данным Государственного баланса запасов полезных ископаемых запасы торфа в России, размещенные на 52,3 тыс. Месторождений, оцениваются в 181,1 млрд.т, что составляет более одной трети мировых запасов (таблица 1) [2]. При том, что Россия располагает большими запасами торфа, хозяйственной ценностью обладает только их часть – не более 25–30%, исключая мерзлые, заолонные, мелкие, охраняемые, удаленные месторождения [3].

Торфяные болота и заболоченные земли участвуют в многообразных биосферных геохимических циклах круговорота веществ, биофильных и вредных химических элементов. Природный торфяник на 93–98% состоит из воды и по Водному кодексу РФ относится к водным объектам. В естественном состоянии болото является инертным природным образованием, сдерживающим сток поверхностных и грунтовых вод, фильтром-поглотителем тяжелых металлов. Из биофильных веществ и элементов в круговороте участвует вода, двуокись углерода, соединение азота, серы и ряд других макро- и микроэлементов.



**Таблица 1-** Ресурсы торфа и запасы в них питательных веществ

| Федеральные округа   | Общие торфяные ресурсы   |                  |                          | Балансовые запасы месторождений площадью более 10 га |                  |                         |                                |
|----------------------|--------------------------|------------------|--------------------------|--|------------------|-------------------------|--------------------------------|
|                      | Количество месторождений | Площадь, тыс. га | Торфяные ресурсы, млн. т | Количество месторождений                             | Площадь, тыс. га | Торфяные запасы, млн. т |                                |
|                      |                          |                  |                          |  |                  | Всего                   | в т.ч. промышленно разведанные |
| Российская Федерация | 52264                    | 51898,5          | 181097,6                 | 15398  | 10281,4          | 30641,2                 | 11178,5                        |
| Центральный          | 13800                    | 1195,3           | 4889,2                   | 4897   | 946,6            | 2171,2                  | 974,7                          |
| Северо-Западный      | 17909                    | 8080,5           | 26073,5                  | 4741   | 2584,8           | 7821,1                  | 5140,8                         |
| Южный                | 50                       | 1,3              | 4,0                      | 15   | 0,3              | 0,9                     | 0                              |
| Приволжский          | 8474                     | 943,0            | 3822,3                   | 3080   | 568,6            | 1173,4                  | 934,2                          |
| Уральский            | 5469                     | 25456,4          | 87596,5                  | 1231   | 2321,3           | 7406,1                  | 1899,5                         |
| Сибирский            | 4912                     | 13681,0          | 50116,8                  | 1047   | 3225,9           | 10410,9                 | 1369,6                         |
| Дальневосточный      | 1650                     | 2541,0           | 8595,2                   | 387  | 633,9            | 1657,2                  | 358,2                          |

Огромные, практически неисчерпаемые запасы органической массы, сосредоточенной в торфе болотных почв, представляют большую ценность для сельскохозяйственного производства. При рациональной постановке дела все виды имеющегося торфа могут быть эффективно использованы в качестве удобрений для повышения урожайности сельскохозяйственных культур. После осушения болотные массивы могут быть с успехом превращены непосредственно в пашни, сенокосы и пастбища. Согласно действующей ФЦП «Развитие мелиорации земель сельскохозяйственного назначения» предусмотрено увеличение потенциала сельхозугодий на площади 10,3 млн га за счет повышения эффективности их использования, а «площадь осушенных земель должна к 2020 г. увеличиться до 5,4 млн.га».

Ресурсы торфяников концентрируют огромные запасы органического вещества, азота и воды. Так, в балансовых запасах торфа в количестве 30,7 млрд. т., что в 5,5 раз меньше общих торфяных ресурсов страны содержится 9,4 млрд. т. органического вещества и 236,5 млн. т. NPK, что превышает объем мирового производства минеральных удобрений в начале нового столетия [4] (таблица 2).

Экологическая безопасность использования мелиорированного торфяно-болотного ландшафта любого региона складывается из множества взаимосвязанных факторов различного свойства и характера. Регламентацию факторов воздействия, экологического риска и опасности необходимо проводить с учетом их характера, интенсивности, периодичности. Основными критериями потенциального и реального плодородия торфяных почв являются содержание органического вещества, водоаккумулирующая способность, агрохимические и биохимические характеристики. Регулирование процессов разрушения и накопления органического вещества является обязательным приемом правильного и длительного использования торфяных почв. Решения этой задачи достигаются соблюдением норм осушения, чередованием культур в севообороте и особенностей обработки почвы, которые зависят от УГВ, содержания ОВ и возделываемой культуры [5]. Исключительная роль многолетних трав в поддержании наиболее благоприятного баланса органического вещества в почвах определяет обязательное их включение в севооборот на осушенных торфяных почвах, где они должны занимать не менее 50% севооборотной площади в травопольно-зерновых и овощных севооборотах и до 70-80% в кормовых и лугово-пастбищных. Мелкозалежные торфяники следует отводить под культурные сенокосы и пастбища [6, 7, 8].

**Таблица 2** - Потенциальные ресурсы органического сырья для производства органических удобрений в земледелии России, млн. т

| Группы   | Всего  | Содержание             |       |      |      |
|--|--------|------------------------|-------|------|------|
|  |        | органического вещества | N     | P    | K    |
| Органические удобрения (в пересчете на подстилочный навоз) | 253    | 54,0                   | 1,28  | 0,76 | 1,27 |
| Органогенные ископаемые:                                   |        |                        |       |      |      |
| торф, всего  | 168289 |                        |       |      |      |
| торф, балансовые запасы                                    | 30771  | 9437,6                 | 199,2 | 21,0 | 16,3 |
| сапрпель, всего  | 88779  |                        |       |      |      |
| сапрпель, разведанные запасы                               | 4204   | 605,4                  | 79,0  | 11,2 | 12,7 |
| Итого  | -      | 10251,4                | 268,8 | 34,4 | 33,9 |

Главным критерием в подходе к использованию торфяников является мощность органогенного слоя. Белорусские исследователи предлагают торфяные почвы с глубиной залежи торфа в осушенном состоянии до 1 м использовать только под многолетние травы [9]. Возделывание зерновых культур допускается только в период перезалужения. Торфяные почвы с глубиной залежи торфа более 1 м можно использовать под зернотравяные севообороты, в структуре которых многолетние травы должны занимать не менее 50% посевных площадей, а под луговые угодья с продолжительностью лугового периода не менее 5-7 лет [10]. А.И.Поздняков (1998) считает, что критическая фаза при рациональном использовании торфяников наступает при мощности 0,6-0,8 м. Таких запасов торфа при грамотном и бережном освоении достаточно для формирования окультуренных органогенных почв, обеспечивающих их длительное малодegradационное использование. Независимо от типа и вида торфяника при мощности торфяного слоя 0,5 м менее любое сельскохозяйственное использование, даже под многолетними травами в качестве сенокосов и пастбищ, не обеспечивает сохранение торфяников от быстрой и полной минерализации и деградации. По мнению ряда исследователей. Мелкозалежные торфяники следует отводить под культурные сенокосы и пастбища [4]. Вместе с тем исследованиями Кировской лугово-болотной опытной станции установлено, что для успешного возделывания трав с участием бобового компонента наиболее приемлем остаточный слой торфа, равный 0,3-0,5 м, так как бобовые травы лучше развиваются на участках с небольшой мощностью торфа или полностью сработанных [10]. Сохранение органогенного слоя мелиорированного торфяника – одна из главнейших научных задач. Для формирования научных принципов управления процессами почвообразования на торфяных почвах и, прежде всего минерализацией органического вещества, необходима проработка двух основных аспектов – разнокачественности состава и свойств органического вещества торфяников различного генезиса и закономерностей его трансформации в процессе почвообразования. Мероприятия по сохранению органогенного слоя должны разрабатываться с учетом конкретных особенностей: генезиса торфяных болот, климата, геоморфологии, геологии и других природных факторов. Сельскохозяйственное освоение почв в современный период основывается на принципах адаптивно-ландшафтного земледелия. В отношении органогенных почв важным фактором адаптивно-ландшафтного подхода является организация земледелия на тех торфяных почвах, органическое вещество которых более устойчиво к разрушению. К таким почвам относят используемые в сельхозпроизводстве более 15 лет, а также целинные или вновь осваиваемые торфяники [6, 7, 5]. Этот фактор и определяет целесообразность сельскохозяйственного направления использования, способы окультуривания и структуру севооборотов на торфяных почвах разной степени освоенности. На современном этапе в основу рационального использования торфяных болот должен быть положен научный подход, позволяющий объективно оценить динамику современных природных процессов в торфяно-болотных экосистемах при их освоении и разрабатывать сценарии оптимизации их биосферно совместимого использования [11]. При неправильном осуществлении осушительных и других мероприятий при освоении и использовании торфяных почв возможно развитие следующих негативных явлений: переосушка почв и возникновение ветровой эрозии, ухудшение

водного режима прилегающих территорий, повышение концентрации химических веществ (в том числе нитратов) — компонентов удобрений и других химикатов в дренажных водах и загрязнение водоемов. Для защиты торфяных почв от ускоренного биохимического разложения отечественная и зарубежная практика выработала ряд эффективных приемов их использования – залужение, поддержание лугового типа водного режима в условиях субиригаций, внесение органических удобрений и заплата пожнивных остатков, пескование [12].

## **ЗАКЛЮЧЕНИЕ**

1. Современное сельскохозяйственное использование торфяников должно отвечать принципам устойчивого развития. Продуктивность торфяных почв зависит от типа торфа, степени разложения, зольности, рН и содержания питательных веществ. Предпочтительны торфяные почвы с низкой и средней зольностью (4-12%), невысокой и средней степенью разложения (20-35%). Нейтральная и слабокислая среда (рН 5,5-7,0), плодородные почвы, отсутствие промышленного загрязнения благоприятны для сельскохозяйственного производства. При обосновании вовлечения в сельскохозяйственный оборот необходимо рассматривать затраты и выгоды применения удобрения и известкования.
2. При разработке приемов интенсификации земледелия на торфяных почвах разной стадии антропогенной эволюции важнейшее значение имеет объективная оценка состояния свойств и прогноз их возможных изменений во времени под влиянием техногенных факторов. Для рационального использования этих почв, сохранения и повышения плодородия необходимо знать закономерности развития, тенденции трансформации свойств и уметь воздействовать на эти изменения. Не менее актуальна и проблема идентификации торфяных почв различных стадий эволюции.

## **ЛИТЕРАТУРА**

- [1] Концепция развития государственного мониторинга земель сельскохозяйственного назначения и земель, используемых или предоставленных для ведения сельского хозяйства в составе земель иных категорий, и формирования государственных информационных ресурсов об этих землях на период до 2020 года» (одобрена распоряжением Правительства РФ от 30.07.2010 г. № 1292-р).
- [2] Государственный баланс запасов полезных ископаемых Российской Федерации на 1 января 2008 года, вып. 96. Торф. М.: Российский федеральный геологический фонд, 2008. – 204 с.
- [3] Косов В. И. Научные основы использования торфяных ресурсов в стратегии устойчивого развития России //Режим доступа: <http://www.mostorf.ru/t29.html>. – 2008.
- [4] Инишева, Л.И. Роль торфяных ресурсов в стратегии устойчивого развития/ Л.И. Инишева, С.Г. Маслов //Труды Инсторфа. - 2013. № 8 (61). С. 3-10.
- [5] Лученок, Л.Н. Технология создания плодородного агроторфяного слоя на торфяных комплексах Полесья: методические рекомендации/ Л.Н Лученок., Э.Н.Шкутов, О.В.Пташец, С.Г. Баран. Изд-во МСХ РБ, РУП «Институт мелиорации». Минск. – 2015. – 20 с.
- [6] Поздняков, А.И. Торф, торфяные почвы, удобрения / А. И.Поздняков, Н. Г.Ковалев, Д. А.Мусекаев, Л. А. Позднякова М.: ВНИИМЗ. 1998. - 239 с.
- [7] Мееровский, А.С. Проблемы использования и сохранения торфяных почв / А. С.Мееровский, В. П. Трибис //Новости науки и технологий. – Минск. - 2012. – №. 4. – С. 23.
- [8] Лупинович, И. С. Изменение физико-биохимических свойств торфяно-болотных почв под влиянием мелиорации и сельскохозяйственного использования / И. С. Лупинович //Почвоведение. – 1968. – №. 6. – С. 63-75.
- [9] Скоропанов, С. Г. Расширенное воспроизводство плодородия торфяных почв / С. Г. Скоропанов, В. С. Брезгунов, Н. В. Окулик. – Минск : Наука и техника, 1987. – 247 с.
- [10] Уланов, А.Н. Торфяные и выработанные почвы южной тайги Евро-Северо-Востока России / А.Н.Уланов. Киров: 2005. - 320 с.
- [11] Инишева, Л. И. [и др.]. Выработанные торфяные месторождения, их характеристика и функционирование //Гомск: Изд-во ТГПУ. – 2007.- 225 с.
- [12] Зайдельман, Ф. Р. Рекомендации по защите торфяных почв от деградации и уничтожения при пожарах / Ф. Р.Зайдельман. Москва. Издательство: Книжный дом ЛИБРОКОМ– 2011.- 85 с.

**Глава II/63: ДЕГРАДАЦИЯ КАШТАНОВЫХ ПОЧВ В АГРОЛАНДШАФТАХ  
СУХОЙ СТЕПИ ПОВОЛЖЬЯ**  
**Chapter II/63: Degradation of Chestnut Soils in Agrolandscapes of the Dry Steppe in the Volga  
Region**

**Виктор В. Пронько\*<sup>1</sup>, Дмитрий Ю. Журавлев<sup>2</sup>, Вера С. Ескова<sup>2</sup>, Татьяна М. Ярошенко<sup>2</sup>,  
Надежда Ф. Климова<sup>2</sup>**

DOI 10.25680/5144.2018.54.18.160

\*Эл. Почта: victor-pronko@mail.ru

1. Научно-производственное объединение «Сила жизни», ул. Большая Садовая, 239, Саратов, Россия

2. Научно-исследовательский институт сельского хозяйства Юго-Востока, ул. Тулайкова, 7, Саратов, Россия

**РЕЗЮМЕ.** После распахивания каштановых почв при освоение целины (50-е годы 20-го века) произошло заметное снижение содержания гумуса. Это свидетельствует о высокой интенсивности процессов минерализации органического вещества в почвах сухой степи. При этом снижается доля гуминовых кислот и увеличивается количество фульвокислот. Наиболее интенсивные потери гумусовых соединений среди изучаемых подтипов каштановых почв происходили в лугово-каштановой почве, а минимальные - в темно-каштановых террасовых почвах левого берега реки Волга. Потери валовых запасов азота наиболее активно проходили в темно-каштановых террасовых почвах. Убыль азота в каштановых почвах отмечалась по всем его фракциям: легкогидролизуемого, трудногидролизуемого и негидролизуемого. Валовые запасы фосфора при сельскохозяйственном использовании каштановых почв и изменились незначительно. Гораздо заметнее трансформировался групповой состав минеральных фосфатов (По Чангу-Джексону) и на разных подтипах почв он происходил неодинаково.

**Abstract.** After the plowing of chestnut soils during the Virgin Lands Campaign (1950s), a significant decrease in the humus content occurred. This indicates a high intensity of organic matter mineralization processes in soils in the dry steppe. This reduces the proportion of humus acids and increases the number of fulvic acids. The most intensive losses of humus compounds among the studied subtypes of chestnut soils were in meadow-chestnut soils, and minimal ones – in dark chestnut terraced soils on the left bank of the Volga River. The strongest losses of gross nitrogen reserves were in dark chestnut terraced soils. The nitrogen loss in chestnut soils was in all its fractions: readily hydrolyzable, hardly hydrolyzable, and non-hydrolyzable. Gross reserves of phosphorus in chestnut soils have changed insignificantly. The group composition of mineral phosphates (according to Chang-Jackson) was much more markedly changed and in different subtypes of soils this process was different.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** каштановые почвы, гумус, гумусовые кислоты, азота почвы, фосфор почвы, агроландшафт, сухая степь, Поволжье.

**Keywords:** chestnut soils; humus; humus acids; soil nitrogen; soil phosphorus; agrolandscape; dry steppe; Volga region.

## **ВВЕДЕНИЕ**

Интенсивное использование каштановых почв сухостепной зоны в Поволжье началось в 50-х годах 20-го века. За сравнительно короткий временной период произошло существенное ухудшение их агрохимических, агрофизических и физико-химических свойств, о чем имеется достаточно сведений в научной литературе [1, 2]. Причинами интенсивной деградации почв агроландшафтов сухостепной зоны являются: преобладание в почве процессов минерализации над гумификацией, небольшая масса поступающих в почву органических остатков, резкая континентальность климата [4, 5].

Следует иметь ввиду, что различные подтипы каштановых почв сформировались в неодинаковых климатических условиях и на разных почвообразующих породах [3]. Эти два обстоятельства существенно влияют на показатели деградации почвенного покрова. Но до настоящего времени сравнительная оценка трансформации основных показателей плодородия подтипов каштановых почв практически не изучалось.

Цель наших исследований – изучить интенсивность деградационных процессов, происходящих на основных подтипах каштановых почв в агроландшафтах сухой степи Поволжья: темно-

каштановых террасовых, темно-каштановых, каштановых, светло-каштановых и лугово-каштановых Высокой Сыртовой равнины Саратовского Заволжья.

## **МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ**

Объектами исследований являются целинные и распаханые элементы агроландшафтов, расположенных в Саратовском Заволжье на указанных выше подтипах каштановых почв. Наблюдения за трансформацией агрохимических свойств производятся с 2009 г. на равнинных элементах рельефа. Отбор почвенных проб для анализа производили послойно через 10 см, а затем рассчитывали усредненные показатели для слоя 0-30 см. В ходе обследования было заложено 50 разрезов (по 5 разрезов на целине и соответственно на пашне для пяти подтипов почв). В почвенных образцах определяли количество гумуса по Тюрину в модификации ЦИНАО (по содержанию углерода, умноженному на коэффициент 1,724), содержание и соотношение гумусовых кислот по Кононовой-Бельчиковой, валовые формы азота и фосфора после мокрого озоления по Гинзбург из одной навески, гидролизуемые формы азота по Шконде-Королевой, фракционный состав минеральных фосфатов по Чангу-Джексону [6].

## **РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЯ**

В наших исследованиях наблюдалось заметное снижение гумусированности сельскохозяйственных угодий по сравнению с целиной. Это свидетельствует о высокой интенсивности процессов минерализации гумусовых веществ на распаханых элементах агроландшафта.

Темно-каштановые террасовые почвы, расположенные на левом берегу реки Волга, имеют среднесуглинистый гранулометрический состав. Содержание гумуса на целине здесь составляет в среднем в слое 0-30 см 2,89 %. В групповом составе гумуса преобладала фракция гуминовых кислот, которая в изучаемом слое почвы составила – 38,2 %, тогда как фракция фульвокислот – 17,2 % (практически в 2 раза ниже).

На распаханых элементах агроландшафта темно-каштановых террасовых почв содержание гумуса по сравнению с целиной снизилось на 0,17 % (в абсолютных величинах). Распахивание темно-каштановых почв привело к снижению доли гуминовых кислот. Она уменьшилась в слое 0-30 см на 35 %. Содержание фульвокислот изменилось незначительно.

Темно-каштановые сыртовые почвы имеют более тяжелый гранулометрический состав, чем на второй надпойменной террасе р. Волги. Содержание гумуса на целине здесь составило 3,72 %.

Распахивание темно-каштановых сыртовых почв привело к резкому снижению гумуса (от 3,72 до 2,68 %). Содержание фракции гуминовых кислот уменьшилось на 6 % по сравнению с целинными аналогами, а количество фульвокислот наоборот увеличилось (на 9 %). И вследствие этого изменилось их соотношение.

Каштановая сыртовая почва, которая находится в более засушливых условиях по сравнению с темно-каштановыми, отличалась меньшим содержанием гумуса на целине (2,73 %). Содержание гуминовых кислот, в слое 0-30 см, уменьшилось (по сравнению с темно-каштановыми сыртовыми), а содержание фульвокислот увеличилось. Это свидетельствует об увеличении подвижности гумуса каштановых сыртовых почв. Распахивание каштановых сыртовых почв привело к потере общего гумуса (до 2,13 %) и снижению доли гуминовых кислот.

Содержание гумуса на целине светло-каштановых сыртовых почв составило в среднем 2,34 %. Относительно фракций гуминовых и фульвокислот наблюдалась та же ранее отмеченная тенденция к увеличению доли фульвокислот и уменьшению гуминовых. Общее содержание гумуса при распахивании этих почв снизилось до 1,67 %.

Лугово-каштановые почвы находятся в более благоприятных условиях увлажнения, с превосходящим накоплением растительной массы и как следствие более высоким приходом органического вещества. Это обеспечило содержание гумуса в слое 0-30 см целинной почвы на уровне 5,18 %. Распахивание лугово-каштановых почв привело к снижению содержания гумуса в слое 0-30 см на 37 %. Доля гуминовых кислот слое 0-30 см при этом составила 29,9 %. Соотношение гуминовых кислот к фульвокислотам на глубине 0-30 см изменилось незначительно.

В наших исследованиях также отмечены заметные изменения азотного фонда каштановых почв Саратовского Заволжья (табл. 1)

Распахивание темно-каштановых террасовых почв привело к резкому снижению запасов минерального азота. Потери данного элемента составили 702 мг/кг. При этом также уменьшилось как количество легкогидролизуемого, так и трудногидролизуемого азота. Довольно резко снизилась

доля негидролизующего азота, который является основным азотным фондом этих почв. В слое 0-30 см его потери составили 35,5 % по сравнению с целиной.

Аналогичная картина наблюдалась и на темно-каштановых сыртовых почвах тяжелосуглинистого гранулометрического состава. После распаханья темно-каштановых сыртовых почв произошло снижение содержания как общего азота, так и всех его фракций (табл. 1). Максимальные потери претерпела трудногидролизующая форма азота. Уменьшение произошло на 49 %. Соответственно потери негидролизующих и легкогидролизующих фракций составили 30 и 37 %.

На каштановой сыртовой почве содержание азота и отдельных его фракций на целине было намного ниже, чем на целинных аналогах темно-каштановых террасовых и сыртовых почв. Распахивание каштановых сыртовых почв также привело к снижению содержания азота. В слое 0-30 см его запасы уменьшились на 32 %. Наблюдались изменения и по его отдельным фракциям. Легкогидролизующий азот в почвах распаханых участков уменьшился в среднем более чем в 1,5 раза. Трудногидролизующего азота стало меньше на 58,86 мг/кг, а негидролизующего – на 389,81 мг/кг (табл. 1).

**Таблица 1-**Запасы азота и его фракционный состав на целинных и обрабатываемых элементах агроландшафтов

| Угодья                      | Слой, см | N общий,<br>мг/кг | В том числе, мг/кг |        |         |
|-----------------------------|----------|-------------------|--------------------|--------|---------|
|                             |          |                   | Nлг                | Nтг    | Nнг     |
| Темно-каштановая террасовая |          |                   |                    |        |         |
| целина                      | 0-30     | 1953              | 110,95             | 245,93 | 1544,81 |
| пашня                       | 0-30     | 1251              | 61,23              | 187,85 | 995,59  |
| Темно-каштановая сыртовая   |          |                   |                    |        |         |
| целина                      | 0-30     | 1866              | 133,89             | 295,13 | 1409,39 |
| пашня                       | 0-30     | 1237              | 83,91              | 151,63 | 990,95  |
| Каштановая сыртовая         |          |                   |                    |        |         |
| целина                      | 0-30     | 1784              | 120,57             | 297,35 | 1285,83 |
| пашня                       | 0-30     | 1208              | 72,19              | 238,49 | 896,02  |
| Светло-каштановая сыртовая  |          |                   |                    |        |         |
| целина                      | 0-30     | 1412              | 97,79              | 263,01 | 1041,89 |
| пашня                       | 0-30     | 1087              | 70,55              | 149,80 | 861,97  |
| Лугово-каштановая           |          |                   |                    |        |         |
| целина                      | 0-30     | 2020              | 125,80             | 357,20 | 1534,98 |
| пашня                       | 0-30     | 1566              | 107,20             | 172,18 | 1277,89 |

**Примечание:** азот – Nлг- легкогидролизующий; Nтг- трудногидролизующий; Nнг- негидролизующий

При переходе от темно-каштановых к светло-каштановым почвам выявлена тенденция к снижению содержания минерального азота. В светло-каштановой почве уменьшилось количество легкогидролизующего азота, а запасы трудногидролизующего азота в слое 0-30 см составили 263,01 мг/кг, что на 12 % меньше по сравнению с целиной каштановых сыртовых почв. Сельскохозяйственное использование светло-каштановых сыртовых почв привело к снижению содержания минерального азота на 325 мг/кг. Отмечено, что уменьшение его содержания произошло по всем фракциям. Также как и на ранее рассмотренных подтипах больше всего снизилось содержание трудногидролизующей фракции азота. Обособленно в Саратовском Заволжье выглядят лугово-каштановые почвы, которые находятся в лучших условиях увлажнения, что способствует активизации различных химических и биохимических процессов и имеет место более высокое поступление в почву органической биомассы. Поэтому среди изучаемых подтипов почв здесь отмечено самое высокое содержание минерального азота.

Распахивание лугово-каштановых почв также привело к уменьшению содержания валового азота. В среднем для слоя 0-30 см, убыль составила 22 % (по сравнению с целиной). При этом упало содержание как легкогидролизующего азота, так и трудногидролизующего (на 52 %) и негидролизующего азота (на 17 %).



**Таблица 2-**Валовые запасы фосфора и групповой состав минеральных фосфатов

| Угодья                      | Слой, см | P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> общ., % | По Чангу-Джексону, мг/100г |                             |                 |   |       |
|-----------------------------|----------|---------------------------------------|----------------------------|-----------------------------|-----------------|---|-------|
|                             |          |                                       | I (1Н NH <sub>4</sub> CL)  | II (0,5Н NH <sub>4</sub> F) | III (0,1Н NaOH) | IV (0,5Н H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> ) | сумма |
| Темно-каштановая террасовая |          |                                       |                            |                             |                 |   |       |
| целина                      | 0-20     | 0,177                                 | 1,64                       | 15,95                       | 5,17            | 39,33                                     | 62,09 |
| пашня                       | 0-20     | 0,164                                 | 0,49                       | 10,08                       | 4,27            | 36,58                                     | 51,42 |
| Темно-каштановая сыртовая   |          |                                       |                            |                             |                 |   |       |
| целина                      | 0-20     | 0,180                                 | 0,46                       | 9,25                        | 5,40            | 39,57                                     | 54,68 |
| пашня                       | 0-20     | 0,167                                 | 0,53                       | 5,57                        | 6,23            | 37,17                                     | 49,50 |
| Каштановая сыртовая         |          |                                       |                            |                             |                 |   |       |
| целина                      | 0-20     | 0,157                                 | 0,40                       | 7,50                        | 4,71            | 37,75                                     | 50,36 |
| пашня                       | 0-20     | 0,150                                 | 0,36                       | 5,60                        | 4,78            | 33,90                                     | 44,64 |
| Светло-каштановая сыртовая  |          |                                       |                            |                             |                 |   |       |
| целина                      | 0-20     | 0,144                                 | 0,11                       | 2,80                        | 2,66            | 79,60                                     | 85,17 |
| пашня                       | 0-20     | 0,146                                 | 0,25                       | 3,20                        | 9,78            | 39,75                                     | 52,99 |
| Лугово-каштановая           |          |                                       |                            |                             |                 |   |       |
| целина                      | 0-20     | 0,127                                 | 0,65                       | 6,50                        | 6,40            | 42,55                                     | 56,10 |
| пашня                       | 0-20     | 0,125                                 | 0,83                       | 2,75                        | 3,60            | 39,45                                     | 46,63 |

В наших исследованиях выявлены также значительные изменения фосфатного фонда почвы (табл. 2). На целине темно-каштановых террасовых почв (в слое 0-20 см) валового фосфора было 0,177 %. В его составе больше всего было фосфатов IV фракции, менее всего – фосфатов I фракции (39,33 и 1,64 мг/100г соответственно). Распахивание темнокаштановых террасовых почв привело к некоторому снижению количества валового фосфора (на 7 %). Но содержание рыхлосвязанных фосфатов (I фракция) уменьшилось почти в 3 раза и на одну треть стало меньше фосфатов II фракции. Фосфатов III фракции, являющихся ближайшим резервом пополнения подвижного фосфора, при этом уменьшилось на 17 % по сравнению с целиной. Суммарное количество фосфатов уменьшилось на 17 %.

На целине темно-каштановых сыртовых почв количество минерального фосфора оказалось практически на том же уровне, как на целинных участках темно-каштановых террасовых почв. Сельскохозяйственное использование темно-каштановых сыртовых почв привело к максимальному снижению доли фосфатов II фракции (на 40 %) в слое 0-20 см по сравнению с целиной.

В каштановой сыртовой почве количество фосфора уменьшилось на 11 %. Доля рыхлосвязанных фосфатов на глубине 0-20 см по сравнению с темно-каштановыми сыртовыми почвами практически не изменилась. Распахивание каштановых сыртовых почв привело к снижению количества валового фосфора в слое 0-20 см, на 4 %. Содержание фосфатов I и IV фракции по сравнению с целиной уменьшилось на 10 %, II фракции – на 25 %.

Количество минерального фосфора на целине светло-каштановых сыртовых почв (в слое 0-20 см) было ниже, чем на других подтипах каштановых почв. Содержание фосфатов I фракции на целине светло-каштановых сыртовых почв в двадцатисантиметровом слое составляло 0,112 мг/100г, это на 72 % меньше, чем на каштановых сыртовых и на 93 % меньше, чем на террасовых почвах. При сельскохозяйственном использовании светло-каштановых сыртовых почв содержание фосфатов на пашне уменьшилось по сравнению с целиной (в слое 0-20 см) на 38 %. Но количество фосфатов I фракции при этом увеличилось более чем в 2 раза, фосфатов II фракции – на 13 % и в 3,5 раза повысилось содержание фосфатов III фракции. А наименее подвижных кальцийфосфатов (IV фракция) в обрабатываемом слое стало меньше в 2 раза.

На целине лугово-каштановых почв содержание валового фосфора, по сравнению с целинными элементами агроландшафта других подтипов каштановых сыртовых почв. В сумме количество

фосфатов составило 56,10 мг/100г, это на 10 % меньше, чем на целине темно-каштановых террасовых почв и на 34 % меньше, чем на целине светло-каштановых сыртовых почв. Распахивание лугово-каштановых почв привело к увеличению количества рыхлосвязанных фосфатов (I фракция) на 22 % по сравнению с целиной и к уменьшению содержания II-IV фракций на 58,44 и 7 % соответственно. Больше всего уменьшилось фосфатов II фракции. В сумме содержание фосфатов по сравнению с целиной (в слое 0-20 см) уменьшилось на 17 %. Содержание валового фосфора изменилось незначительно.

## **ЗАКЛЮЧЕНИЕ**

1. Самые высокие потери гумуса (около 37 %) по сравнению с целиной, наблюдались на пахотных участках лугово-каштановых почв, где его содержание снизилось с 5,18 до 3,24 %. Минимальные потери отмечались на темно-каштановых террасовых (6 %), где содержание гумуса снизилось с 2,89 до 2,72 %.
2. Анализ фракционного состава гумуса изучаемых подтипов каштановых почв показал, что в слое 0-30 см, на долю фульвокислот приходилось от 16,82 до 23,7 %, от общего содержания гумуса. Доля гуминовых кислот составляла от 24,70 до 38,2 %.
3. Потери азота наиболее интенсивно происходили на темно-каштановых террасовых почвах (по сравнению с другими изучаемыми подтипами) и коснулись всех его фракций. Потери легкогидролизуемого азота, в слое 0-30 см, на темно-каштановых террасовых почвах составили 45 %, трудногогидролизуемого – 76 % и негидролизуемого – 64 %.
4. Сопоставление данных по изучаемым подтипам каштановых почв Заволжья показало, что самые высокие потери минерального фосфора (около 7 %) по сравнению с целиной, наблюдались на пахотных участках темно-каштановых террасовых и сыртовых почв, а самые низкие (2 %) на лугово-каштановых сыртовых почвах.

## **ЛИТЕРАТУРА**

- [1] Гамзиков Г.П., Кулагина М.Н. Изменение содержания гумуса в почвах в результате сельскохозяйственного использования (обз. Инф.). – М.: 1992. – 48 с.
- [2] Орлов Д.С., Бирюкова О.Н., Розанова М.С. Реальные и кажущиеся потери органического вещества почвами Российской Федерации // Почвоведение. – 1996. - №2. – с. 197 – 207.
- [3] Пронько В.В., Гришин П.Н. Состояние и пути регулирования плодородия черноземных и каштановых почв Саратовской области // Аграрный научный журнал. – 2005. - №3. – с. 28-31.
- [4] Гришина Л.А., Концик Г.Н., Макаров М.И. Трансформация органического вещества почв. – М.: Изд-во МГУ, 1990. – 195 с.
- [5] Анисимова Т.Ю. Потери гумуса в пахотных почвах под влиянием интенсивного земледелия и эрозии // Плодородие. – 2005. - №1. – с. 18-19.
- [6] Практикум по агрохимии / под ред. В.Г. Минеева. – М.: Изд-во МГУ, 2001. – 689 с.

## Глава II/64: ДЕГРАДАЦИЯ ЧЕРНОЗЕМНЫХ ПОЧВ В АГРОЛАНДШАФТАХ СТЕПНОГО ПОВОЛЖЬЯ

### Chapter II/64: Degradation of Chernozems in Agrolandscapes of the Steppe Volga Region

Виктор В. Пронько\*<sup>1</sup>, Дмитрий Ю. Журавлев<sup>2</sup>, Татьяна М. Ярошенко<sup>2</sup>, Надежда Ф. Климова<sup>2</sup>

DOI 10.25680/2223.2018.91.60.161

\*Эл. Почта: [victor-pronko@mail.ru](mailto:victor-pronko@mail.ru)

1. Научно-производственное объединение «Сила жизни», ул. Большая Садовая, 239, Саратов, Россия

2. Научно-исследовательский институт сельского хозяйства Юго-Востока, ул. Тулайкова, 7, Саратов, Россия

**Abstract.** Degradation of soil cover is a common process in agrolandscapes. First of all, the physical and agrochemical properties of soils used in agriculture deteriorate. In agrolandscapes of the steppe Volga region, a decrease in the content of organic carbon was noted. The most intensive losses are in Southern Chernozem, the minimum ones – in Typical Chernozem. At the same time, changes in the fractional composition occur in the organic matter. In all subtypes of chernozem (typical, ordinary, southern), the proportion of humus acids decreases and the proportion of mobile fulvic acids increases, which is a negative factor. The relative accumulation of fulvic acids takes place in the systematic application of mineral fertilizers. In the process of agricultural development, the Chernozems part of the nitrogen reserves decreases. The most noticeable losses were in typical Chernozem. At the same time, a sharp decrease in the fraction of easily hydrolyzable nitrogen was noted in all subtypes of Chernozems. Gross reserves of phosphorus during Chernozem cultivation have changed insignificantly. Long-term application of fertilizers partially compensated for losses of phosphorus compounds in all studied subtypes of Chernozems.

**РЕЗЮМЕ.** Деградация почвенного покрова отмечается в агроландшафтах повсеместно. В первую очередь происходит ухудшение физических и агрохимических свойств почв, используемых в сельском хозяйстве. В агроландшафтах степного Поволжья отмечено снижение содержания органического углерода. Наиболее интенсивные его потери наблюдаются в черноземе южном, минимальные – в черноземе типичном. При этом в составе органического вещества происходят изменения фракционного состава. На всех подтипах чернозема (типичный, обыкновенный, южный) уменьшается доля гуминовых кислот и возрастает доля подвижных фульвокислот, что является негативным фактором. Относительное накопление фульвокислот отмечается также при систематическом внесении минеральных удобрений. В процессе сельскохозяйственного освоения черноземы потеряли часть запасов азота. Наиболее ощутимые потери отмечались у чернозема типичного. При этом на всех подтипах черноземов отмечено резкое снижение фракции легкогидролизуемого азота. Валовые запасы фосфора в процессе использования черноземных почв изменились незначительно. Длительное применение удобрений частично компенсировало потери соединений фосфора на всех изучаемых подтипах черноземов.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** черноземные почвы, гумус, азот почвы, фосфор почвы, агроландшафт, степь, Поволжье

**Keywords:** chernozem; humus; humus acids; soil nitrogen; soil phosphorus; agrolandscape; steppe; Volga region.

#### ВВЕДЕНИЕ

Во второй половине 20-го века в научной литературе стали публиковать сообщения о том, что сельскохозяйственное использование почв приводит к снижению уровня их плодородия [1, 2]. При этом указывалось, что процессам деградации подвержены даже такие высокоплодородные и высокобуферные почвы как черноземы [2, 6, 7].

Из ранее опубликованных источников также следует, что темпы деградации свойств почв зависят от многих экологических факторов, а они существенно различаются даже в пределах одной почвенно-климатической зоны [2].

Цель наших исследований – дать сравнительную оценку деградационным процессам, происходящим на основных подтипах черноземных почв в агроландшафтах степного Поволжья: черноземе типичном, черноземе обыкновенном и черноземе южном.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Объектами исследований стали целинные и распаханые элементы агроландшафтов, расположенных в Правобережье Саратовской области на указанных выше подтипах черноземных почв. Мониторинг состояния почвенного покрова производится с 2007 г. на равнинных элементах рельефа, где отсутствуют проявления водной эрозии. Отбор почвенных проб для анализа производили послойно через 20 см из почвенных разрезов, число которых составляло 42 (по 7 разрезов на целине и соответственно на пашне для трех подтипов почв). В почвенных образцах определяли содержание углерода по Тюрину в модификации ЦИНАО, количество и соотношение гумусовых кислот по Кононовой-Бельчиковой, валовые формы азота, фосфора, калия после мокрого озоления по Гинзбург из одной навески, гидролизуемые формы азота по Шконде-Королевой и фракционный состав минеральных фосфатов по Чангу-Джексону [8].

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЯ

Установлено, что содержание гумуса в пахотных участках агроландшафтов, находящихся в длительном использовании, заметно снизилось по сравнению с целинными участками. Самые высокие абсолютные потери органического углерода отмечены у чернозема южного – 33 % по отношению к целине (с 3,1 до 2,1 %).

Довольно заметно уменьшились запасы органического углерода у чернозема обыкновенного: с 4,7 до 3,5 % или на 25 %. У чернозема типичного убыль по сравнению с целиной не превысила 7 %. Внесение минеральных удобрений не оказало заметного влияния на запасы органического вещества в слое 0-40 см у всех изучаемых подтипов черноземных почв.

Анализ фракционного состава органического углерода показал, что самое узкое соотношение гуминовых кислот к фульвокислотам наблюдалось на обрабатываемых участках обыкновенного и южного подтипов черноземов как в слое почвы 0 – 20, так и 20 – 40 см.

На пахотном участке чернозема южного по сравнению с целиной в слое 0 – 20 см доля фульвокислот выросла с 10,5 до 14,4 % от содержания общего органического углерода.

Значительное увеличение доли фульвокислот отмечалось также на неудобренном участке чернозема обыкновенного, где в слое почвы 0 – 20 см доля фульвокислот в фракционном составе выросла с 11,6 до 13,9 % от содержания общего органического углерода.

Применение минеральных удобрений также способствовало увеличению доли фульвокислот по сравнению с целиной в слое 0 – 20 см на черноземе обыкновенном с 11,6 до 14,8 % и с 10,5 до 14,8 % на черноземе южном. На типичном черноземе сельскохозяйственное использование почвы привело к снижению доли фульвокислот на неудобренном участке почвы по сравнению с целиной в слое 20 – 40 см с 13,2 до 10,3 % от содержания органического углерода.

Обратная ситуация сложилась на черноземе южном, где в слое почвы 20 – 40 см отмечался значительный рост фульвокислот в обрабатываемом участке почвы по сравнению с целиной. На обыкновенном черноземе с ростом глубины изменения в соотношении гуминовых кислот к фульвокислотам были не так выражены.

Среди трех изучаемых подтипов самое высокое содержание валового азота отмечено на целинных участках чернозема типичного, а минимальное – у чернозема южного. В процессе сельскохозяйственного освоения неудобренные черноземные почвы потеряли часть запасов этого элемента. Наиболее ощутимыми они оказались для черноземов типичного (20 % от показателя целинной почвы) и южного (14 %). Внесение минеральных удобрений не привело к накоплению валовых запасов азота.

Наши исследования также показали, что валовые запасы фосфора на черноземных почвах степного Поволжья без применения удобрений по сравнению с целиной несколько снизились. Произошло это в большей степени за счет минерализации его органических соединений. Длительное применение удобрений частично компенсировало потери валовых форм фосфора на всех изучаемых подтипах черноземов.

Самые высокие запасы калия отмечены на черноземе южном (2,00 %), а наименьшие – на черноземе типичном (1,63 %). При длительном сельскохозяйственном использовании черноземных почв содержание общего калия изменялось не столь существенно. Можно лишь говорить о некоторой тенденции к уменьшению его запасов как на неудобренной, так и удобренной пашне по сравнению с целиной на черноземах типичных и южных.

Длительная распашка черноземных почв, как показали результаты исследований, привела не только к некоторому снижению содержания валового азота, но также изменила и его фракционный

состав (табл. 1). Прежде всего, по сравнению с целиной примерно в 1,5 и более раз уменьшилось содержание легкогидролизуемого азота.



**Рисунок 1** – Опытные поля ФГБНУ НИИСХ Юго-Востока как объект исследований в свойствах почвы: уборка озимой мягкой пшеницы.

Эта форма азота, как известно, является ближайшим резервом азотного питания растений. Поэтому можно утверждать, что выявленная тенденция имеет негативное значение для сельскохозяйственных культур. Одновременно на черноземах типичном и южном снизились запасы трудногидролизуемых и негидролизуемых форм азота. На черноземе обыкновенном такой закономерности не обнаружено.

Такие изменения объясняются тем, что при благоприятных климатических условиях приход растительных остатков на целинных участках черноземных почв гораздо выше, чем на пашне. Это, в свою очередь, способствует более высокой активности фермента протеазы, которая участвует в процессе разложения белков до аминокислот и обогащает почву легкогидролизуемой формой азота. Минеральные удобрения, вносимые на всех подтипах черноземных почв по сравнению с неудобренными участками увеличили содержание минерального и легкогидролизуемого азота и несколько снизили количество негидролизуемых форм.

Помимо общих запасов на неудобренной пашне изменился и фракционный состав минеральных фосфатов (табл. 2).

На черноземах типичном и южном в условиях постоянных обработок верхнего слоя и внесения удобрений возросла доля наиболее подвижных фосфатов I и II групп, что может говорить о росте процессов минерализации органических форм фосфора. На пахотных участках чернозема обыкновенного произошло одновременное накопление подвижных и труднодоступных минеральных фосфатов III и IV группы. Это обусловлено во многом изменениями реакции почвенного раствора на данном подтипе почвы. В то же время на черноземе типичном запасы фосфатов этих групп на целине и пашне остались практически на одном уровне.

В целом содержание рыхлосвязанных фосфатов и фосфатов, связанных с кальцием и алюминием выросло на неудобренной пашне более чем в 1,5 раза по сравнению с целинными участками. Систематическое внесение минеральных удобрений усилило направленность данного процесса.

## **ЗАКЛЮЧЕНИЕ**

1. Сельскохозяйственное использование черноземных почв степной зоны Поволжья привело к значительному снижению содержания гумуса, сопровождающегося, почти повсеместно, ростом доли фульвокислот во фракционном составе. Такое снижение гумусированности почвы вызвано ограниченным использованием органических и применением минеральных удобрений, выносом элементов питания культурными растениями, а также высокой активностью эрозионных процессов в засушливых условиях степной зоны, разрушающих наиболее плодородный слой на пахотных элементах агроландшафтов.

2. В процессе сельскохозяйственного освоения черноземные почвы потеряли часть запасов валового азота. Наиболее ощутимыми они оказались для черноземов типичного и южного. Внесение минеральных удобрений не привело к его дополнительному накоплению.
3. Длительная распашка черноземов степного Поволжья привела к некоторому снижению валовых запасов фосфора по сравнению с целиной, что было связано с минерализацией его органических соединений. Применение удобрений оказало незначительное влияние на его запасы.
4. Валовые запасы калия в черноземных почвах Саратовской области можно оценить как высокие, несмотря на имеющуюся тенденцию к его снижению.

**Таблица 1-** Содержание гидролизуемых форм азота в черноземных почвах Поволжья в слое 0 – 20 см)

| Подтип почвы             | Элементы агроландшафта | Азот                        |                         |                          |                       |
|--------------------------|------------------------|-----------------------------|-------------------------|--------------------------|-----------------------|
|                          |                        | По Шконде - Королевой       |                         |                          |                       |
|                          |                        | N - NO <sub>3</sub> , мг/кг | N - лег. гидрол., мг/кг | N - труд. гидрол., мг/кг | N - не гидрол., мг/кг |
| Чернозем типичный        | Целина                 | 18,2                        | 306,6                   | 997,0                    | 3278,0                |
|                          | Неудобренная пашня     | 14,4                        | 286,3                   | 837,7                    | 2302,0                |
|                          | Удобренная пашня       | 16,6                        | 309,4                   | 902,0                    | 2202,0                |
| Чернозем обычно - венный | Целина                 | 16,6                        | 280,2                   | 548,8                    | 2181,4                |
|                          | Неудобренная пашня     | 19,1                        | 158,98                  | 577,92                   | 2170,0                |
|                          | Удобренная пашня       | 24,4                        | 196,5                   | 560,2                    | 2107,0                |
| Чернозем южный           | Целина                 | 23,2                        | 192,4                   | 246,7                    | 1887,7                |
|                          | Неудобренная пашня     | 15,4                        | 133,0                   | 145,6                    | 1709,0                |
|                          | Удобренная пашня       | 19,2                        | 156,6                   | 164,4                    | 1684,0                |
| НСР <sub>05</sub>        |                        | 15,7                        | 154,8                   | 293,5                    | 1568,3                |

**Таблица 2-** Фракционный состав минеральных фосфатов черноземных почв степной зоны Поволжья в слое 0 – 20 см, мг/кг

| Подтип почвы             | Элементы агроландшафта | Фосфор               |  |   |                                  |   |
|--------------------------|------------------------|----------------------|--|---|----------------------------------|---|
|                          |                        | Минеральных фосфатов | По Чангу - Джексоу                                   |   |                                  |   |
|                          |                        |                      | Рыхло-связанные<br>1н NH <sub>4</sub> Cl<br>1 группа | P-Al, Ca<br>0,5н<br>NH <sub>4</sub> F<br>2 группа | P-Fe<br>0,1н<br>NaOH<br>3 группа | P-Ca<br>0,5<br>H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub><br>4 группа |
| Чернозем типичный        | Целина                 | 637,6                | 1,34   | 78,0  | 183,3                            | 375,0   |
|                          | Неудобренная пашня     | 551,4                | 1,80   | 94,6  | 192,5                            | 262,5   |
|                          | Удобренная пашня       | 561,6                | 2,58   | 108,9   | 206,7                            | 243,4   |
| Чернозем обычно - венный | Целина                 | 234,1                | 0,75   | 47,0  | 57,7                             | 128,7   |
|                          | Неудобренная пашня     | 617,0                | 1,50   | 79,0  | 156,5                            | 380,0   |
|                          | Удобренная пашня       | 614,4                | 1,72   | 102,5   | 162,4                            | 347,8   |



Таблица 2. Продолжение

|                |                    |       |      |      |       |       |
|----------------|--------------------|-------|------|------|-------|-------|
| Чернозем южный | Целина             | 324,9 | 2,50 | 44,4 | 48,2  | 229,8 |
|                | Неудобренная пашня | 418,0 | 4,60 | 83,0 | 90,0  | 240,4 |
|                | Удобренная пашня   | 426,6 | 5,16 | 97,4 | 102,0 | 221,9 |

#### ЛИТЕРАТУРА

- [1]Иванов И.В., Деникин В.А. Проблемы генезиса и эволюции степных почв: история и современное состояние // Почвоведение. – 1996. - №3. – с. 324 – 334.
- [2]Минеев В.Г., Ремпе Е.Х. Агрохимия, биология и экология почвы. – М.: Росагропромиздат, 1990. – 287 с.
- [3]Когут Б.М. Трансформация гумусового состояния черноземов /Б.М. Когут / Автореф. дис. ... д – ра с. – х. наук. М., 1996, с. 21 – 25.
- [4]Чуб М.П. Черноземные почвы Поволжья, их распространение, состав и использование (на примере Саратовской области) / М.П. Чуб, И.Ф. Медведев, Э.С. Гюрова // Плодородие черноземов России. – М.: Агроконсалт, 1998. - С. 509 – 552.
- [5]Девятова Т.А., Щербаков А.П. Изменение физико-химических и агрохимических свойств черноземов Русской равнины при их сельскохозяйственном использовании // Агрохимия. – 2006. - №4. – с. 5 – 8.
- [6]Чуб М.П. Влияние длительного применения удобрений на агрохимические свойства чернозема южного и продуктивность культур зернопарового севооборота /М.П. Чуб, В.В.Пронько, Т.М. Ярошенко, Н.Ф. Климова, Н.И. Никонорова // Проблемы агрохимии и экологии.-2013.- №1.- С.3-8.
- [7]Сычев В.Г., Романенков В.А., Шевцова Л.К., Рухович О.В. Современные направления исследований и результаты длительных полевых опытов Геосети // Плодородие. – 2014. - №5. – с. 2 – 5.
- [8]Практикум по агрохимии / под ред. В.Г. Минеева. – М.: Изд-во МГУ, 2001. – 689 с.

### Глава II/65: ИЗМЕНЕНИЕ ПЛОДОРОДИЯ ПОЧВ АГРОЛАНДШАФТОВ САРАТОВСКОГО ЗАВОЛЖЬЯ ПРИ ДЛИТЕЛЬНОМ ОРОШЕНИИ

#### Chapter II/65: The Change of Soil Fertility of Agrolandscapes in the Saratov Zavolzhye Region due to Long-Term Irrigation

Нина А. Пронько

DOI 10.25680/3657.2018.33.64.162

Эл. Почта: [n\\_pronko@mail.ru](mailto:n_pronko@mail.ru)

Саратовский государственный аграрный университет имени Николая Ивановича Вавилова, Факультет инженерии и природообустройства, ул. Советская, д. 60, 410056 Саратов, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Приведены результаты исследования особенностей трансформации органического вещества (гумуса) темно-каштановых почв агроландшафтов сухостепного Заволжья в процессе длительного орошения. Установлено, что минерализация гумуса в орошаемых почвах более выражена по сравнению с неорошаемыми, дегумификация усиливается с увеличением периода орошения и интенсификации земледелия, уменьшение содержания и запасов гумуса при орошении сопровождается негативными изменениями его качественного состава. Установленные особенности дегумификации, являющейся одним из наиболее опасных деградиционных процессов, охвативших почвы агроландшафтов региона и снижающих эффективность поливного земледелия в нем, необходимы для поддержки принятия решений по предотвращению снижения гумусированности и восстановлению плодородия староорошаемых почв.

**Abstract.** We present results of a study about peculiarities of transformation of organic substance (humus) in dark chestnut soils due to long-term irrigation. The study was conducted in agrolandscapes of the dry steppe in the Zavolzhye region. We found enhanced mineralization of humus in irrigated soils as compared with non-irrigated soils. De-humification increases with increasing period of irrigation and intensification of agriculture. The reduction of the content and reserves of humus under irrigation was accompanied by negative changes in its qualitative composition. De-humification is one of the most dangerous degradation processes affecting the soils of agrolandscapes of the region and reducing the efficiency of irrigated agriculture. Decision support for the prevention of the reduction of humus content and the restoration of fertility of long-term irrigated soils is needed.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** орошаемый агроландшафт, темно-каштановые почвы, содержание и качество гумуса, особенности дегумификации, сухостепное Заволжье.

**Keywords:** irrigated agrolandscape, dark chestnut soils, content and quality of humus, specifics of dehumification, dry steppe in the Zavolzhye.

## ВВЕДЕНИЕ

Одним из наиболее опасных деградационных процессов, охвативших почвы агроландшафтов и снижающих эффективность земледелия во всем мире, является дегумификация. В России средние потери гумуса за последние 15 лет в несмытых почвах составили 9,5 %, среднегодовые – 0,62 т/га. В Саратовской области потери гумуса за последние 20 лет достигли 6-16% при среднегодовых дефицитах баланса гумуса по микрозонам 0,59-0,91 т/га.

Дегумификация почв является крайне нежелательным процессом. Это определяется огромной ролью гумуса в плодородии почвы, так как он является универсальной системой, определяющей и регулирующей уровень практически всех факторов, способствующих росту или падению почвенного плодородия [1]. Хорошо гумусированные почвы характеризуются сильно выраженной фитосанитарной способностью, что обеспечивает выращивание экологически чистой продукции, менее подвержены разрушающему структуре и уплотняющему действию искусственного дождя.

Предотвращение дегумификации невозможно без знания особенностей данного процесса, зависящих от типа, подтипа почв и характера их использования. Особенно важно установление характера трансформации органического вещества почв орошаемых агроландшафтов, поскольку в них создаются условия для ускоренной минерализации свежих растительных остатков и быстрого возникновения дефицитного баланса гумуса в почве. В связи с этим целью наших исследований было изучение закономерностей дегумификации орошаемых темно-каштановых почв сухостепного Заволжья, которые составляют большую часть орошаемого клина региона.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводились в репрезентативных для поливного земледелия сельскохозяйственных предприятиях Заволжья: ЗАО «Агрофирма «Волга» Марковского района и опытно-производственном хозяйстве Волжского НИИ гидротехники и мелиорации (ОПХ ВолжНИИГиМ) Энгельсского района Саратовской области. Репрезентативность оценивалась по совокупности показателей: почвы – типичные для орошаемых земель региона, климат – характерный для условий сухостепного Заволжья, орошение – волжской водой с минерализацией 0,2-0,3 г/л гидрокарбонатно-кальциевого состава с помощью инженерных оросительных систем и наиболее распространенными в области дождевальными машинами «Фрегат», длительная продолжительность орошения – 35 и 60 лет. В работе использовались экспериментальные методы – полевые и лабораторные опыты по изучению агрохимических и физических свойств почв, а также теоретические – математическая статистика и геоинформационный анализ. Полевые эксперименты и обследования почв орошаемых агроландшафтов репрезентативных хозяйств сухостепной зоны проводились согласно принятым методикам. Отбор почвенных образцов проводился в соответствии с методическими указаниями по проведению комплексного мониторинга плодородия почв земель сельскохозяйственного назначения (М., 2003). Содержание гумуса определялось по методу И.В. Тюрина (ГОСТ 26213-84). При создании цифровой карты учитывались требования ГОСТ Р 50828-95, ОСТ 68-3.4-98, РТМ 68-3.01-99. Обработка данных проводилась методами корреляционного и регрессионного анализа по методике Б.А. Доспехова, с помощью программы STATISTIKA 5.5 и процессора электронных таблиц Microsoft Excel XP, а также с помощью геостатистических методов, реализованных в программном комплексе ArcGIS DeskTop 9.0 (Bouma J., 1997; Goovaerts P., 1999; Lark R.M., Webster R., 2005).

## РЕЗУЛЬТАТЫ

Изучение и ретроспективный анализ динамики изменения содержания гумуса в орошаемых с 1948 г. террасовых темно-каштановых почвах ОПХ ВолжНИИГиМ выявили следующие особенности:

1. Орошение способствует усилению дегумификации почв. Так, в орошаемой темно-каштановой почве ОПХ ВолжНИИГиМ за 20 лет (с 1964 по 1984 гг.) содержание гумуса уменьшилось на 1%, в то время как в неорошаемых условиях по данному подтипу почв в среднем по Саратовской области – на 0,7%.

2. С 1948 по 2008 гг. содержание гумуса уменьшилось с 3,80 [2] до 2,66%. При этом скорость процесса дегумификации значительно изменялась в течение рассматриваемого периода. За первые двадцать лет содержание гумуса снижалось в среднем на 0,01% в год. В последующем она возросла более чем в 5 раз. Такое ускорение рассматриваемого процесса было обусловлено значительной интенсификацией растениеводства, в том числе использованием новых более урожайных сортов, совершенствованием системы регулирования водного режима, возросшим применением пестицидов, приведшей к значительному увеличению урожайности к 1980 годам. Так, урожайность люцерны возросла на 9%, кукурузы на 25%, яровой пшеницы на 192, озимой пшеницы на 212%. Вместе с ростом урожайности культур произошло значительное увеличение выноса элементов питания. Так, суммарное отчуждение азота возделываемыми культурами возросло с 380 до 738 кг/га, то есть увеличилось в 1,94 раза. Применяемые дозы азотных удобрений не обеспечивали компенсации увеличивающегося выноса азота. Это привело к созданию постоянно дефицитного баланса этого элемента, повлекшего за собой разрушение органического вещества почвы опытного хозяйства и снижение запасов гумуса на 30% по сравнению с исходным. Определенное значение в этом сыграло увеличение в структуре посевов доли пропашных культур, отсутствие азотфиксирующей способности у люцерны, уменьшение внесения навоза. В последующие годы, несмотря на характерные для зоны климатические условия и применение передовой системы выращивания культур, включающей соблюдение севооборотов с многолетними травами, использование лучших районированных сортов, применение рациональных режимов орошения и минеральных удобрений, а при необходимости – химических средств борьбы с вредными объектами и полеганием, сначала наблюдалась стабилизация, а потом снижение продуктивности орошаемой пашни хозяйства. Это может свидетельствовать о том, что столь значительная потеря почвой органического вещества стала выступать фактором, лимитирующим урожайность культур.

3. Под дегумификацией почв следует понимать не только уменьшение содержания и запасов гумуса, но и ухудшение его качественного состава. Как показали исследования, в результате негативного воздействия более чем полувекового орошения произошло некоторое снижение суммы гуминовых кислот (ГК) с 49,4-43,4% до 47,4-38,7% и прослеживалась тенденция снижения отношения суммы ГК к сумме фульвокислот (ФК) – с 2,5-2,2 до 2,3-2,0, и негидролизуемого остатка [3]. В процессе орошения в гумусе почв уменьшилась доля подвижных соединений гумусовых веществ и увеличилось содержание консервативной части гумуса.

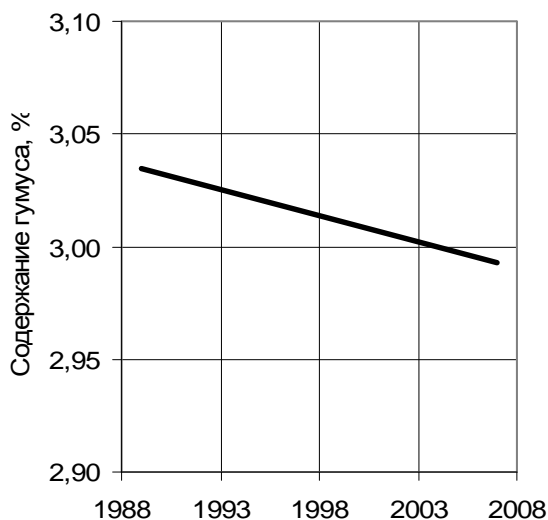
Мониторинг за содержанием гумуса в почвах орошаемых агроландшафтов ЗАО «АФ «Волга» показал развитие процесса дегумификации (Рисунок 1а). Если в 1990 г. среднее содержание гумуса в почве обследованных полей находилось на уровне 3,05 %, к 2007 г. оно уменьшилось до 2,90%.

Проведенная с помощью геоинформационного мониторинга поливных земель хозяйства сравнительная оценка изменений содержания гумуса в почве по отдельным полям с 1990 по 2007 гг. показала, что за 17 лет на 16% полей содержание гумуса повысилось, на 34% – практически не изменилось и на 50% орошаемых полей отмечено развитие процесса дегумификации (Рисунок 1б).

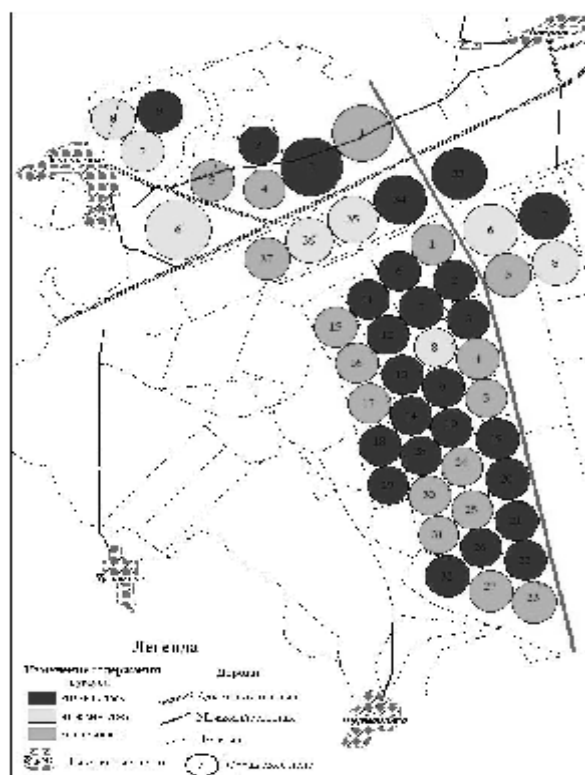
На основании полученных данных установлена линейная регрессионная зависимость содержания гумуса %Гум от времени Т:  $\% \text{Гум} = 22,6 - 0,0098 \cdot T$ ;  $r=0,57$ . Она показывает, что в рассматриваемый период содержание гумуса ежегодно снижалось на 0,01% в абсолютных показателях, то есть также как в первые двадцать лет орошения в ОПХ ВолжНИИГиМ.

Расчетный баланс гумуса за 17-летний период по всем обследованным полям практически в полной мере подтверждает фактические изменения содержания гумуса (Рисунок 2а).

В среднем по всем обследованным полям наблюдается снижение гумуса, которое составляет 6,4 т/га по расчетным данным и 5,0 т/га по фактическим данным. Разница между расчетными и фактическими значениями находится в пределах аналитической точности определения содержания гумуса (Рисунок 2б). Коэффициент корреляции  $R=0,95$ .

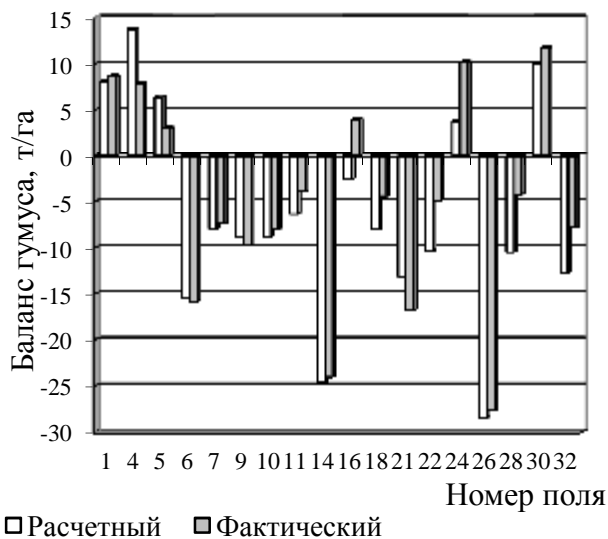


а



б

**Рисунок 1** - Изменение содержания гумуса в почве орошаемых агроландшафтов ЗАО «АФ «Волга» с 1990 по 2007 гг. а) в среднем по орошаемой площади, б) по отдельным полям хозяйства



**Рисунок 2** –Расчетный и фактический балансы гумуса (а) по полям ЗАО «АФ «Волга» за период с 1990 по 2007 гг. и диаграмма их рассеяния (б)

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Характер дегумификации орошаемых террасовых темно-каштановых почв сухостепного Заволжья имеет следующие особенности:
2. процесс минерализации гумуса в орошаемых агроландшафтах более выражен по сравнению с неорошаемыми;
3. дегумификация почв усиливается с увеличением периода орошения и ростом интенсификации поливного земледелия;

4. уменьшение содержания и запасов гумуса при орошении сопровождается негативными изменениями его качественного состава.

#### ЛИТЕРАТУРА

- [1] Туев, Н.А. Микробиологические процессы гумусообразования. – М.: Агропромиздат, 1989.– 239 с
- [2] Костин, И.С. Задачи и некоторые результаты работы Энгельсской опытно-мелиоративной станции ВНИИГиМ / И.С. Костин // Сборник трудов Энгельсской опытно-мелиоративной станции ВНИИГиМ. Вып. II, – Саратов, 1958. – С. 3-21.
- [3] Пронько, Н.А., Романова, Л.Г., Фалькович, А.С. Изменение плодородия орошаемых каштановых почв Поволжья в процессе длительного использования и научные основы его регулирования Саратов: Изд-во ФГОУ ВПО «Саратовский ГАУ», 2005. – 220 с.

### Глава II/66: ДЕГРАДАЦИОННЫЕ ПРОЦЕССЫ В МЕЛИОРИРОВАННЫХ НИЗИННЫХ ТОРФЯНЫХ ПОЧВАХ ЛАНДШАФТОВ ЯХРОМСКОЙ ДОЛИНЫ Chapter II/66: Degradation Processes in Reclaimed Peat Bogs of Landscapes in the Yachroma Valley

Галина Ю. Рабинович<sup>\*1</sup>, Евгения В. Широкова<sup>1</sup>, Лев А. Поздняков<sup>1,2</sup>, Антонина Д. Позднякова<sup>1</sup>, Ольга Н. Анциферова<sup>1</sup>, Татьяна Н. Пантелеева<sup>1</sup>

DOI 10.25680/5538.2018.16.68.163

\* Эл. Почта: [2016vniimz-noo@list.ru](mailto:2016vniimz-noo@list.ru)

1. Федеральное государственное бюджетное научное учреждение «Всероссийский научно-исследовательский институт мелиорированных земель» (ФГБНУ ВНИИМЗ), п.Эммаусс, д.27, 170530, Тверская область, Россия

2. Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, Факультет почвоведения, Ленинские горы, д. 1, стр. 12, 119991 Москва, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Установлены закономерности трансформации физико-химических, физических и биологических свойств низинных торфяных почв разного ботанического состава и разных сроков сельскохозяйственного использования (50 и 100 лет), а также смены экстенсивной системы земледелия на интенсивную. Отмечено резкое увеличение сработки торфа пахотного горизонта и зольности при смене сельскохозяйственного использования с экстенсивного на интенсивное (с доминирующим выращиванием овощных культур), одинаково для разных сроков сельскохозяйственного использования (50 и 100 лет). Выявлено, что изменения, происходящие в торфяной почве, коснулись в основном органической части торфа, что в свою очередь, повлекло за собой значительные изменения биологической активности. Отмечено, что массивом 100-летнего использования было потеряно на минерализацию в среднем на 6-14% больше органического вещества по сравнению с массивом 50-ти лет эксплуатации; содержание углерода за 50 лет использования упало на 10-12%.

**Abstract.** We analysed transformation processes of physicochemical, physical and biological properties of fen peat soils of different botanical composition and different periods of agricultural use (50 and 100 years), as well as the change of an extensive system of agriculture to an intensive one. A sharp increase in the peat loss of the plough horizon (reduction of the horizon thickness) and ash content during the change of agricultural use from extensive to intensive (with dominant growing of vegetable crops) is noted, equally for different periods of agricultural use (50 and 100 years). It was revealed that the changes occurring in peat soil affected mainly the organic part of peat, which in turn led to significant changes in its biological activity. It was found that the loss of organic matter due to mineralization was 6-14% higher in the 100-year-old cultivation variant as compared with 50 year old variant of agricultural use. The carbon content reduced by 10-12% after 50 years of cultivation.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** земли сельскохозяйственного назначения, низинные торфяные почвы, осушение, деградация, трансформация свойств, экстенсивное земледелие, органическое вещество, углерод, минерализация

**Keywords:** agricultural land, lowland peat soils, drainage, degradation, property transformation, extensive agriculture, organic matter, carbon, mineralization

## ВВЕДЕНИЕ

Мировая практика, в первую очередь, практика стран Западной Европы, Канады, США и России свидетельствует о положительных тенденциях в мелиорации и сельскохозяйственном использовании торфяных болот. Мелиорацией затронуты обширные площади. По некоторым оценкам из 500 млн. га имеющихся в мире торфяных площадей в настоящее время используется около 115 млн. га, причем в основном в сельскохозяйственном производстве. При этом происходит их деградация, зачастую не приемлемо и не обоснованно высокая.

Низинные торфяники – наиболее плодородные почвы нечерноземной зоны Российской Федерации и представляют огромный интерес для производителей сельскохозяйственной продукции. Именно поэтому после их осушения и вовлечения в сельскохозяйственное производство, очень важно максимально продлить продуктивность этих легко ранимых почв, обеспечить максимальный эффект от использования растениями питательных веществ, освобождающихся в процессе минерализации торфа и учесть экологические последствия проведенных мелиоративных мероприятий и последующего сельскохозяйственного использования.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводились на ландшафтах Яхромской долины расположенной в Дмитровском районе Московской области. Мелиорация этой территории велась с начала прошлого века. Стационар "Ближний" имеющий столетнюю историю освоения и "Дальний" около 50-ти лет освоения являются уникальными для изучения процессов, происходящих в торфяной почве под влиянием осушения и дальнейшего сельскохозяйственного использования [1, 2].

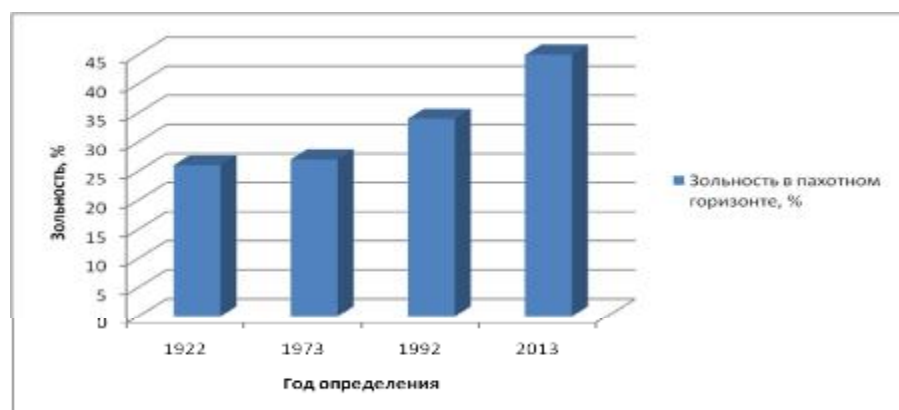
Опытные участки стационаров охватывают контуры низинных торфяных почв, образованных на разнотравно-гипновом и гипновом торфе, древесно-осоковом торфе, мощной древесной залежи. Сопоставление свойств почв в рамках каждого контура позволяет вычлнить те изменения, которые произошли с ними в результате разных сроков и интенсивности освоения.

Анализ архивных данных ранних сроков освоения и современная обработка проводилась на основе ГИС-технологий [3]. Старые карты были оцифрованы, на них найдены координаты точек обследования и дальнейший отбор почвенных образцов проводился в тех же точках.

Основными показателями сработки торфа наряду с потерей мощности являются зольность и степень разложения торфа [4].

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Исследованиями зафиксированы незначительные изменения зольности пахотного горизонта торфяных почв на стационаре «Ближний» с 1922 по 1973 годы, (не более 1-2 %), Дело в том, что в этот период на стационаре преобладала экстенсивная система земледелия, со значительной долей многолетних трав и других культур сплошного сева. При переходе на интенсивную систему земледелия с преобладанием пропашных культур (овощные и картофель) с 1992 по 2013 год резко возросла зольность и достигла уровня 10% (рисунок 1).



**Рисунок 1** – Изменение зольности торфоземов стационара «Ближний» (100-лет использования)



Анализ средневзвешенных значений зольности в современный период показывает, что величина этого показателя на стационаре «Дальний» (50 лет использования) составила  $26,09 \pm 3,5\%$ ; на «Ближнем» (100 лет использования) увеличилась до  $40,37 \pm 5,15\%$ , при уровне значимости 5%, что прежде всего говорит о влиянии на этот показатель существенной разницы в сроках сельскохозяйственного использования торфяных почв

Несмотря на глубокие преобразования, произошедшие в торфяной почве после её осушения при смене торфообразовательного процесса на почвообразовательный, характеризующийся активной минерализацией и трансформацией органического вещества с более глубокой его гумификацией, основным компонентом торфяных почв на современном этапе остается органическое вещество.

Основой органического вещества является углерод. Оценка динамики содержания углерода в органогенных почвах позволяет оценить состояние агроэкосистемы. Анализ содержания общего углерода в поверхностных слоях исследуемых почв показал следующее. Дифференциация содержания этого элемента в пределах каждого из стационаров и почвенных контуров определяется естественной неоднородностью почвенного покрова, сроками использования торфяных почв и применяемыми технологиями возделывания культур.

Осушение и длительность эксплуатации торфяных почв в сельскохозяйственном производстве оказало существенное влияние на содержание органического вещества в пахотном горизонте: на участке 50-летнего использования оно составило  $73,91 \pm 3,50\%$ , тогда как на участке 100-летнего использования уже  $59,63 \pm 5,15\%$  (таблица 1). Эти данные показывают, что массивом осушения со 100-летним сроком эксплуатации было потеряно на минерализацию в среднем на 6-14% больше органического вещества по сравнению с массивом 50-ти летнего срока использования. В содержании углерода прослеживается аналогичная направленность влияния сроков осушения и эксплуатации торфяных почв: на массиве 50-летнего использования эти параметры составляют  $32,76 \pm 2,7\%$ , на участке 100-летнего использования –  $23,41 \pm 2,7\%$  (таблица 1), что закономерно, так как в процессе минерализации торфа, пахотные горизонты теряют прежде всего углерод.

**Таблица 1** – Содержание углерода и органического вещества низинных торфяных почв

| Ботанический состав торфяных почв                              | Углерод, %       | ОВ, %             |
|--|------------------|-------------------|
| <b>Низинные торфяные почвы 50-летнего срока использования:</b> |                  |                   |
| на разнотравно-гипновом и гипновом торфе                       | $33,47 \pm 7,97$ | $77,11 \pm 10,75$ |
| на древесно-осоковом торфе                                     | $31,6 \pm 2,71$  | $73,6 \pm 3,57$   |
| на мощном древесном торфе                                      | $33,86 \pm 3,48$ | $72,45 \pm 2,93$  |
| Средние значения   | $32,76 \pm 2,7$  | $73,91 \pm 3,50$  |
| <b>Низинные торфяные почвы 100-летнего срока использования</b> |                  |                   |
| на разнотравно-гипновом и гипновом торфе                       | $24,82 \pm 2,98$ | $61,51 \pm 4,74$  |
| на древесно-осоковом и мощном древесном торфе                  | $27,02 \pm 1,63$ | $67,23 \pm 2,5$   |
| торфоземы агроминеральные                                      | $16,12 \pm 3,13$ | $45,71 \pm 8,22$  |
| Средние значения   | $23,41 \pm 2,7$  | $59,63 \pm 5,15$  |

На фоне процессов минерализации и потерь общего углерода происходит относительное накопление гуминовых кислот в составе органического вещества торфа как биохимически устойчивой части гумуса. Об этом свидетельствует показатель отношения углерода гуминовых кислот к содержанию общего углерода. Величина Сгк/Собщ, % на участке 100-летнего использования составляет  $42,96 \pm 8,62\%$ , а на участке 50-летнего использования –  $27,77 \pm 2,12\%$ .

В содержании фульвокислот статистической разницы между участками разного срока эксплуатации не наблюдается. Что касается типа гумуса, существенных различий в почвах массивов 50-ти и 100-летнего сроков эксплуатации также не выявлено. Это говорит о том, что к 50-ти годам осушения и использования торфяных почв наступает фаза стабилизации биохимических процессов, связанных с синтезом и распадом сложных соединений гумусовой природы. Во всех разновидностях торфяных почв наблюдается устойчивый гуматный тип гумусового состояния.

Известно, что трансформация органического вещества осушенных низинных торфяных почв вызвана деятельностью почвенных микроорганизмов в новых окислительных геохимических условиях. На поздних стадиях эволюции почвы произошедшие в ней изменения начинают оказывать негативное влияние на таксономический и функциональный состав почвенной микробиоты. Со-

кращается общая микробная биомасса. Субстрат-индуцированное дыхание составляет  $20,86 \pm 2,29$  мкм/гсут – на Дальнем участке (50 лет освоения) и  $14,22 \pm 1,5$  мкм/г сут, на Ближнем (100 лет освоения).

Интенсивное и длительное сельскохозяйственное использование торфяных почв Яхромской поймы при доминирующем выращивании овощных культур, требует неоднократного применения в их посевах гербицидов и инсектицидов, что приводит к ухудшению их биологического состояния, которое выражается в разбалансированности почвенных процессов, нарушению природного равновесия в агроэкосистеме, в том числе устойчивости микробных сообществ. В структуре микробного сообщества происходит перегруппировка в сторону увеличения микробов-деструкторов сложной органики (актиномицеты). Количество актиномицетов в торфяных почвах Яхромской поймы с 1965 по 1990-е годы выросло с 15 до 80%, а количество сапрофитных бактерий, наоборот, снизилось с 70 до 20%. Среди сапрофитных бактерий большинство составляют деструкторы гербицидов. В связи с их резким уменьшением в настоящее время заметно снижается самоочищающаяся способность торфяников от агрохимикатов, в первую очередь гербицидов. Поэтому в отдельные моменты почвоутомление может достигать больших размеров (до 60%), что отрицательно сказывается на всхожести семян и росте молодых растений [5].

Сопоставляя современные экспериментальные данные и накопленные архивные материалы для низинных торфяных почв Яхромской поймы, можно отметить, что наиболее устойчивыми к деградации являются древесные и древесно-разнотравные торфа, поэтому они наиболее перспективны для сельскохозяйственного использования и на них возможно применение типовой модели системы земледелия. Но это целесообразно только при мощности торфяной залежи более 60-80 см, а нормативы основных показателей для мелиорированных торфяных почв (темпы сработки торфа, нарастание объемной массы и зольности) не должны превышать в год, соответственно, следующих величин: 0,5-0,6 см, 0,02 г/см<sup>3</sup>, 0,05%. Если темпы изменения указанных показателей выше, то имеет место деградация торфяника и экологически необоснованное его использование [6]

Гипновые, осоково-гипновые и другие торфа с высоким содержанием моховых ассоциаций требуют корректировки типовой модели системы земледелия в сторону насыщения севооборотов травами до 80 % и в некоторых случаях полного залужения участков для обеспечения противодеградационных процессов на торфяниках. При мощности торфяного слоя меньше 0,5 м любое сельскохозяйственное использование торфяников, даже в качестве сенокосов и пастбищ под многолетними травами не сохранит его от быстрой и полной минерализации.

## **ЗАКЛЮЧЕНИЕ**

Изучена трансформация низинных торфяных почв двух участков разных сроков освоения и сельскохозяйственного использования (50 и 100 лет), сходных по ботаническому составу и находящихся под влиянием одинаковых гидротермических условий.

Установлены закономерности трансформации физико-химических, физических и биологических свойств низинных торфяных почв разного ботанического состава и разных сроков сельскохозяйственного использования (50 и 100 лет), а также смены экстенсивной системы земледелия на интенсивную.

Отмечено резкое увеличение сработки торфа пахотного горизонта и зольности при смене сельскохозяйственного использования с экстенсивного на интенсивное (с доминирующим выращиванием овощных культур), одинаково для разных сроков сельскохозяйственного использования (50 и 100 лет)

Выявлено, что изменения, происходящие в торфяной почве, коснулись в основном органической части торфа, что в свою очередь, повлекло за собой значительные изменения биологической активности.

Отмечено, что массивом 100-летнего использования было потеряно на минерализацию в среднем на 6-14% больше органического вещества по сравнению с массивом 50-ти лет эксплуатации; содержание углерода за 50 лет использования упало на 10-12%.

## **ЛИТЕРАТУРА**

[1]Ковалев Н.Г., Поздняков А.И., Мусекаев Д.А., Позднякова Л.А. Торф, торфяные почвы, удобрения. -М.: ВНИИМЗ, 1998. - 240 с. [2]Поздняков А.И., Ковалев Н.Г., Мусекаев Д.А., Поздняков Л.А., Позднякова А.Д., Широкова Е.В., Бородкина Р.А., Шваров А.П., Дуброва М.С. Торф и

эутрофные торфоземы при длительном сельскохозяйственном использовании. - Тверь: ТвГУ, 2014. - 356 с.

[3]Ковалев Н.Г., Мусекаев Д.А., Поздняков Л.А., Анциферова О.Н., Позднякова А.Д., Широкова Е.В., Дуброва М.С., Полозова В.Г., Пантелеева Т.Н. ГИС-технологии в изучении современных почвенных процессов в антропогенно преобразованных торфяных почвах. Методическое пособие / ФГБНУ ВНИИМЗ. - Тверь: изд-во ТвГУ, 2015. - 59 с

[4]Ковалев Н.Г., Поздняков А.И., Позднякова А.Д., Мусекаев Д.А. Методы оценки сработки торфа при разных технологиях выращивания овощных культур (методическое пособие). -Тверь: ЧуДо, 2008. - 24 с.

[5]Поздняков А.И., Кузьмина И.В., Мусекаев Д.А., Широкова Е.В. Система мероприятий по повышению биологической составляющей плодородия торфячных почв. /Методические рекомендации. –Тверь: «ЧуДо», 2000. - 20 с.

[6]Поздняков А.И., Елисеев П.И., Поздняков Л.А. Электрофизический подход к оценке некоторых элементов окультуренности и плодородия легких почв гумидной зоны // Почвоведение, 2015. - №7. - с.832-842.

## **Основная глава 6.6 Салинизация и опустынивание Main Chapter 6.6 Salinization and Desertification**

### **Chapter II/67: METHODS FOR QUANTIFYING AND MONITORING SOIL SALINITY, SODICITY AND ALKALINITY**

#### **Глава II/67: Методы количественного определения и мониторинга щелочности, содержания соды и растворимых солей в почвах**

**Tibor Tóth**

DOI 10.25680/4650.2018.47.53.164

Email: [tibor@rissac.hu](mailto:tibor@rissac.hu)

Institute for Soil Sciences and Agricultural Chemistry, Centre for Agricultural Research, Hungarian Academy of Sciences, Budapest, Herman Ottó út 15. 1022. Hungary

**ABSTRACT.** Acreage affected by irrigation induced salinization is increasing and this degradation needs more attention. Salinization is a complex dynamic phenomenon and its monitoring requires frequent spatially (laterally and in depth) explicit sampling. Most of the areal monitoring might be performed fast and efficiently by using geophysical instruments, but calibration is needed at representative locations by traditional soil sampling and laboratory analysis. The laboratory analysis of samples for salinity/sodicity/alkalinity comprises specific methods, which are not used for other kinds of soils. These methods serve to provide a salinity indicator, which is comparable among several soil types. Inside particular pieces of land fast and simple methods can be used for monitoring.

**Резюме.** Площадь засоления, связанного с орошением, увеличивается, и этот процесс деградации требует большего внимания. Засоление — сложный динамический феномен, и для его мониторинга необходимы частые измерения с точной пространственной (горизонтальной и по глубине) привязкой. Большая часть площадных мониторинговых наблюдений может быть быстро и эффективно выполнена с использованием геофизических инструментов, однако требуется калибровка в репрезентативных точках путем традиционного отбора проб почвы и лабораторного анализа. Лабораторный анализ для определения щелочности, содержания соды и растворимых солей включает специальные методы, которые не используются для других почв. Эти методы служат для получения индикатора засоления, сопоставимого для нескольких типов почв. В пределах отдельных земельных участков для мониторинга могут использоваться быстрые и простые методы.

**KEYWORDS:** Electrical conductivity, Sodium Adsorption Ratio, Exchangeable Sodium Percent, salt accumulation, Solonetz, Solonchak

**Ключевые слова:** электрическая проводимость, натриевое адсорбционное отношение, процент обменного натрия, накопление соли, солонец, солончак

## INTRODUCTION

Soil salinity has been causing problems for agriculturists for millennia, first of all in irrigated lands. The importance of salinity issues is increasing, since large areas are affected by irrigation-induced salt accumulation. There are two major types of soil salinity that are distinguished because of different origin and properties. One is caused mostly by the large salt concentration and is called saline soil, typically corresponding to Solonchak soils. The other is caused mainly by the dominance of sodium in the soil solution or on the soil exchange complex. This latter type is called “sodic” soil, corresponding to Solonetz soils. Saline soils have homogeneous soil profiles with good soil structure, and their appropriate mitigation measure is leaching. Naturally sodic soils have very different horizons and unfavorable physical properties, such as low permeability, swelling, plasticity when wet, and hardness when dry. Salinity and sodicity need to be chemically quantified before deciding on the proper management and reclamation strategy. There is a need for exact quantification of the phenomenon and the affecting factors [1].

## THE OPTIMIZATION OF SAMPLING

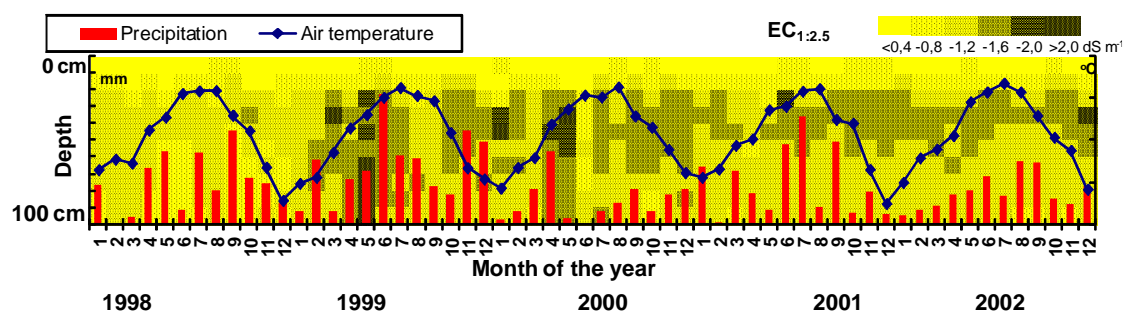
All soil sampling is optimized for the purpose of the study and the particular characteristics of the soil which is studied. Salt-affected soils have several common features that must be considered when compiling a sampling plan. Some of the difficulties and later the advantages, compared to other soils are listed. First, soil salinization, being the result of the movement of aqueous solutes, can be a very fast process, meaning that salinization, sodication and alkalization are highly dynamic processes. As Figure 1 shows from month to month rather large changes can be found in the salinity (estimated by electrical conductivity measured in 1:2.5 soil:water suspension). The most important feature of this soil profile, the joint presence of the characteristic/diagnostic eluvial (leached) and illuvial (accumulation) horizons is difficult to prove every month. The optimal season for finding the illuvial horizon (30-60 cm, as shown in Figure 1) is autumn, the month of October.

Second, as explained above, soil salinization has very important vertical component, resulting in strong horizon differentiation. The result is that the depth of the sampling must be very precisely defined and kept.

Third, salt-affected lands occur in the lowest topographical positions, where the water table occurs close to the surface. These soils are most often formed on alluvial sediments, where the riverine topography is inherited by the soils. Erosion of the top eluvial horizons results in clayey saline horizons appearing at the surface and adds to the variability, posing a challenge for mapping of these soils.

There are advantages of mapping salinization compared to other soil types.

First soil salinity, sodicity and alkalinity are closely related to several factors (Figure 2). Some of these are linked to the formation of the soils, other are the main characteristics of the soil, such as large electrical conductivity, and another group of factors comprises the consequences of salinization. These characteristics often show close correlation and this facilitates their estimation, because the related variables might be used as proxies in the estimation. Most important factors are visual surface features; and multi/hyperspectral records have been proved to be able to distinguish levels of salinization [2].

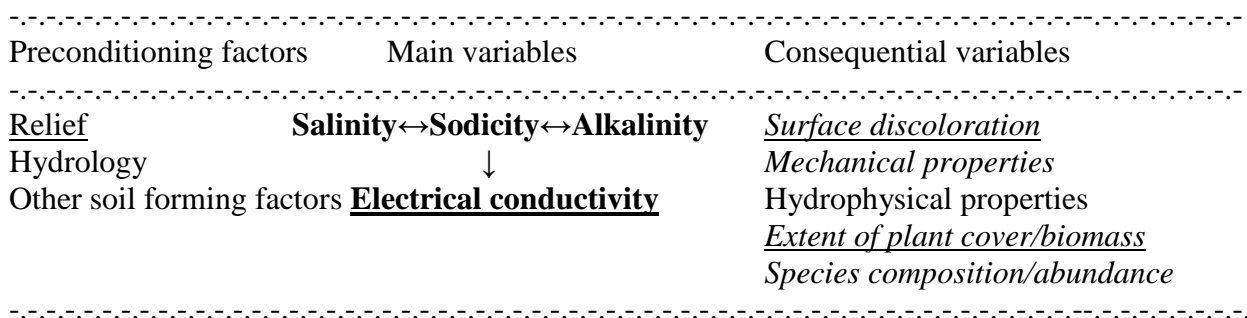


**Figure 1.** Changes of soil electrical conductivity (1:2.5) during five years in 10 cm layers of a Solonetz soil as affected by climatic parameters.

Second the measurement of salinity provides a numerical value and the values measured make it possible to draw an isoline map of salinity. Such maps are directly utilizable in land management. Because of the difficulties and the advantages of mapping salt-affected soils more sampling points must be chosen than for another kind of soil. But in several sampling points practical estimation methods can be used. The overall expenditure/cost of the sampling/analysis must not be larger than for another type of soil [3]. Proximal sensing methods, geophysical techniques adapted to soils are used for spatially detailed instrumental characterization of the studied territorial unit. At representative (both for the spatial distribution and the attribute value) sampling points traditional soil sampling is performed and the samples are analysed in the laboratory. With the laboratory values, calibration equations are formulated with which the instrumental results are converted into traditional values. The spatial characterization comprises of digital soil mapping techniques, incorporating geostatistical sampling and interpolation techniques.

## WHICH METHOD TO USE

**Soil salinity** of samples is measured in the laboratory with conductometers. The most useful and probably the most widely used indicator of soil salinity is the electrical conductivity of saturated soil extract ( $EC_e$ ) expressed in deciSiemens (or dS)  $m^{-1}$  with the typical threshold value of 4 dS  $m^{-1}$  between saline and non-saline soils. There are two reasons for its practicality. Firstly, electrical conductivity of aqueous solutes is directly related to the concentration of ions. Secondly, it is measured in the saturation extract, a solution removed from a soil that has been saturated previously and not in a fixed soil:water extract. The water needed to reach soil saturation or the soil saturation percentage, is closely dependent on the moisture range of the given soil [4]. More clayey soils will have higher saturation percentage values. Typical percentage ranges are sand <25, sandy loam 25–37.5, loam 37.5–50, loamy clay 50–75, clay >75 [5]. However the effect of higher saturation percent values is automatically considered by the method, because saturation percent is about four times as high as the permanent wilting percentage and two times as high as the field capacity [4].



**Figure 2.** Schematic representation of the relationship of some factors that facilitate the monitoring/mapping of salt-affected soils. Bold character = main variable to map. Underlined character = observable by remote/proximal sensing. Italic character = covariable

Although the standard method is performed in the extract of saturation paste, but for practical reasons, such as simplicity and speed, wider, fixed ranges of soil:water ratio are used, such as 1:1, 1:2, 1:2.5, 1:5, etc. The reason is that at a fixed locations, often keeping the same depth, such as in the case of monitoring, soil texture is less variable and simpler methods are less expensive and time consuming.

**Bulk soil salinity** is estimated *in situ* through measuring the soil electrical conductivity in the field with two common instrumental methods. At present the most popular proximal sensing method for mapping salinity is the use of electromagnetic induction probe [3], which is commercially available from several companies. No direct contact with the soil is required when using this instrument. The typical instrument is ca one meter long and estimates salinity in the upper one-two meter layer. There is another popular method, the use of insertion probes, with typically four electrodes, see Figure 3. This method uses variable electrode spacing, typically the characterized depth is 10-40 cm.

In order to express the magnitude of **soil sodicity**, exchangeable sodium is related to the Cation Exchange Capacity, expressed as  $cmol(+) kg$  and expressed as percentage. This indicator is called Exchangeable Sodium Percentage (ESP). There is an alternative indicator of sodicity, the Sodium Adsorption Ratio (or SAR) value, determined from the saturated paste extract, being in equilibrium with the soil.

$$\text{SAR} = (\text{Na}^+ \text{ meq/L}) / \sqrt{[(\text{Ca}^{2+} \text{ meq/L}) + (\text{Mg}^{2+} \text{ meq/L}) / 2]}$$

In this equation the chemical symbols represent soluble ionic concentrations in milliequivalent/liter or millimoles of charge/liter, of the relevant cations. There are several thresholds used for judging the sodicity of soils. ESP 15 is the traditional threshold value, which is equivalent to SAR 13 [4]. ESP 6 is also used in Australia [6] and for the delineation of less favored areas in the European Union [7].

The **alkalinity of soils** is measured typically by glass electrodes in the saturation extract or in a soil slurry at the ratio of 1:5 or 1:10 soil:water. The threshold value of sodic soils is pH 8.5 measured in the saturation extract. The traditional method of titrating alkalinity with acid (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> or HCl) is also used in the laboratory.

### MONITORING OF SALINIZATION

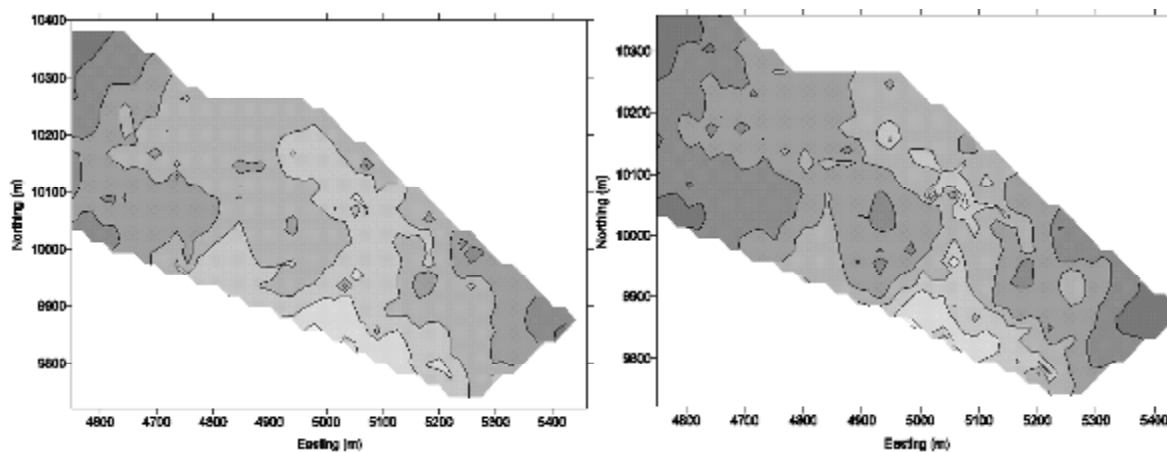
The systematic institutionalized monitoring systems have a specific detailed methodology for every step of monitoring. Table 1 shows which are the soil characteristics which are determined in saline/sodic soils in Hungary and what is the frequency of the repetition of the measurements. The direct source of soil salinization is the watertable and its characteristics (depth, salinity, sodicity, alkalinity), soil salinity and pH of layers are among the most frequently determined characteristics showing the fast changes of (de)salinization.

**Table 1.** Required input data collected in the Hungarian Soil Information and Monitoring System for the characterization and risk identification of salinization/sodification [8]

| Soil characteristics  | at start<br>t <sub>0</sub> | yearly | 3<br>yearly | 6<br>yearly | Remarks                   |
|---|----------------------------|--------|-------------|-------------|---------------------------|
| morphological description of the soil profile   | +                          |        |             |             |                           |
| particle-size distribution  | +                          |        |             |             |                           |
| texture   | +                          |        |             |             |                           |
| total water storage capacity (WC <sub>r</sub> – pF <sub>3</sub> )   | +                          |        |             |             | on undisturbed soil cores |
| field capacity (FC – pF 2.5)  | +                          |        |             |             |                           |
| wilting percentage (WP – pF 4.2)  | +                          |        |             |             |                           |
| available moisture range (AMR = FC – WP)  | +                          |        |             |             |                           |
| saturated hydraulic conductivity  | +                          |        |             |             |                           |
| CaCO <sub>3</sub> content   |                            |        |             | +           |                           |
| if > 5 %  | +                          |        |             |             |                           |
| if 1 - 5 %  | +                          |        | +           |             |                           |
| if < 1 %  | +                          | +      |             |             |                           |
| pH(H <sub>2</sub> O)  |                            |        |             |             |                           |
| if CaCO <sub>3</sub> > 1 %  | +                          |        | +           |             |                           |
| if CaCO <sub>3</sub> < 1 %  | +                          | +      |             |             |                           |
| pH(KCl)   |                            |        |             |             |                           |
| if CaCO <sub>3</sub> > 1 %  | +                          |        | +           |             |                           |
| if CaCO <sub>3</sub> < 1 %  | +                          | +      |             |             |                           |
| total water-soluble salts (in salt-affected soils)  | +                          | +      |             |             |                           |
| 1:5 water extract analysis [pH, EC; CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> , HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , Cl <sup>-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> , Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> ]  | +                          |        |             | +           |                           |
| Phenolphthalein alkalinity  | +                          |        | +           |             |                           |
| depth of the humus horizon  | +                          |        |             | +           | profile                   |
| organic matter content  | +                          | +      |             |             |                           |
| CEC (cation exchange capacity)  | +                          |        |             | +           |                           |
| exchangeable cations (Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> , Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> )  | +                          |        |             | +           |                           |
| depth, fluctuation and chemical composition of the groundwater [pH, EC, CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup> , HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , Cl <sup>-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup> , Na <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> ] | +                          | +      |             |             |                           |

There are field kits, mobile laboratories for the field realization of the laboratory determinations of the above parameters. Typically a calibration is required for ensuring the quality of field measurements.





**Figure 3.** Isoline maps of soil salinity from a monitored sodic grassland. The map on the left shows EC1:2.5 values in 1995 March. The map on the right shows the same in 1996 March. The monitoring grid (ca 400 instrumentally measured points) contained points at 25X25m spacing. 20 calibration points were sampled for conversion of bulk soil electrical conductivity into EC1:2.5 of the 0-40cm layer. Paler hue indicates larger soil salinity.

## CONCLUSIONS

1. Soil salinity/sodicity/alkalinity are closely related phenomena and their estimation is facilitated by several environmental variables.
2. Due to high dynamism and spatial, that is lateral and depth variability, large number of observations are required for proper quantification.
3. Instrumental techniques coupled with spatial interpolation are required for precise fast mapping of soil salinity.
4. For monitoring the changes of agricultural fields watertable characteristics and salinity must be determined yearly.

## REFERENCES

- [1] Wallender, W. W., & Tanji, K. K. (2011). *Agricultural salinity assessment and management* (2nd ed.). Reston, VA: American Society of Civil Engineers (ASCE).
- [2] Metternicht, G., & Zinck, A. (Eds.). (2008). *Remote sensing of soil salinization: Impact on land management*. CRC Press.
- [3] Rhoades, J.D.; Chanduvi, F., & Lesch, S (1999). *Soil salinity assessment: Methods and interpretation of electrical conductivity measurements* (Vol. 57). Food & Agriculture Organization.
- [4] Richards, L. A. (Ed.) (1954). *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils*. United States Department of Agriculture Agriculture Handbook, 60.
- [5] Lesch, S. M., Rhoades, J. D., Strauss, D. J., K. Lin, & M. A. A. Co. (1995). *The ESAP user manual and tutorial guide, version 1. 0*. Research Report No. 138. U.S. Riverside, CA: Salinity Laboratory, United States Department of Agriculture.
- [6] Sumner M. E. & R. Naidu (Eds.). (1998). *Sodic soils*. New York: Oxford University Press.
- [7] Van Orshoven, J., Terres, J-M., Tóth, T. (2014). *Updated common bio-physical criteria to define natural constraints for agriculture in Europe: Definition and scientific justification for the common criteria*. Technical Factsheets. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- [8] Várallyay, G. (2005). *Soil survey and soil monitoring in Hungary*. pp 169-179. in (Jones, R. J. A., B. Houskova, P. Bullock & L. Montanarella (eds.) *Soil resources of Europe*. (2nd ed.) European Soil Bureau-Research Report N. 9. European Soil Bureau. Institute for Environment and Sustainability. JRC Ispra.

**Глава II/68: ДИАГНОСТИКА ДИНАМИКИ ОПУСТЫНИВАНИЯ АРИДНЫХ  
ЛАНДШАФТОВ МОНГОЛИИ ПО MODIS ДАННЫМ**  
**Chapter II/68: Diagnosis of the Desertification Dynamics of Arid Landscapes in Mongolia from  
MODIS Data**

**Александр Н. Золотокрылин\*; Татьяна Б. Титкова\*\***

DOI 10.25680/5277.2018.91.98.165

Эл. Почта: \*azolotokrylin1938@yandex.ru, \*\*titkova@yandex.ru

Институт географии Российской академии наук, Старомонетный пер., 29, 119017, Москва, Россия

**РЕЗЮМЕ.** В соответствии с разработанной концепцией «островного опустынивания» анализируется изменение состояния аридных экосистем Монголии. Установлены тенденции развития аридности климата, повторяемости засух, а также антропогенной нагрузки на пастбища. Предложены индикаторы увлажнения территории, «островов» антропогенного опустынивания, степени перевыпаса аридных пастбищ, разработанные на основе спутниковых данных MODIS. Показано, что последствия резкого сокращения поголовья скота вследствие опасных природных явлений (дзут, засухи) значимо проявляются в снижении альbedo поверхности и росте вегетационного индекса. Рассмотрена динамика «островов» антропогенного опустынивания. Приведены оценки степени деградации сухостепных, пустынно-степных и пустынных экосистем.

**Abstract.** In line with the concept of "island of desertification" the change of state of arid ecosystems in Mongolia were analysed. Trends in the development of climate aridity, the frequency of droughts and anthropogenic load on pastures were found. We propose indicators of land wetness, of anthropogenic desertification "islands" and of the degree of overgrazing of arid pastures. The indicators have been developed on the basis of MODIS satellite data. It has been shown that the effects of a sharp reduction in the number of livestock due to natural hazards (livestock winterkill, drought) significantly decreased the surface albedo and increased the vegetation index. The dynamics of the "islands" of anthropogenic desertification was shown and the degree of desertification of arid, desert-steppe and desert ecosystems was assessed.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** аридные экосистемы, засухи, дзут, «острова» антропогенного опустынивания, годовое поголовье скота, альbedo NDVI

**Keywords:** Arid ecosystems, droughts, livestock winterkill, "islands" of anthropogenic desertification, annual livestock, albedo, NDVI

### **ВВЕДЕНИЕ**

Пастбищное хозяйство - традиционное направление в экономике Монголии. В последние десятилетия оно интенсивно развивается - в несколько раз увеличилось поголовье животных. Многие из новых собственников селились вблизи источников воды или поселений, усиливая тем самым деградацию окружающих пастбищ (Mandakh et al., 2007; Chuluun, 2008; Ojima and Chuluun, 2008; Desertification Atlas..., 2014). Антропогенная нагрузка на землю была особенно чрезмерной в сухих степях, где вокруг некоторых поселений образовались устойчивые очаги перевыпаса, поддерживаемые мезомасштабной положительной обратной связью. Устойчивая антропогенная деградация аридных пастбищ часто становится причиной формирования «островов» опустынивания даже при отсутствии нарастающего тренда региональной аридизации (Золотокрылин, 2003).

### **ЦЕЛЬ**

Цель работы состоит в объективной идентификации «островов» опустынивания в аридных и семиаридных экосистемах Центральной Монголии; в изучении климатических и антропогенных предпосылок их образования.

### **МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ**

Территория исследования включает обширную часть Монголии южнее 48° с.ш. в пределах 98°-110° в.д. Стандартизованный индекс осадков (Standardized Precipitation Index, SPI) применен для характеристики сухих и влажных условий на исследуемой территории (ВМО, 2012). Положительные значения SPI указывают на сумму осадков выше среднего (влажные условия), а отрица-

тельные значения – на сумму осадков ниже среднего (сухие условия). Значения  $1 < \text{SPI} > -1$  считаются близкими к норме. Использовался архив 3-х месячного SPI за июнь-август 1950-2012 гг. Значения трехмесячного SPI в ячейке  $1^\circ \times 1^\circ$ , в которую попадали координаты метеостанции, выбирались из архива за каждый год (<http://rda.ucar.edu/datasets/ds298.0/>).

Пространственно-временное изменение биофизических параметров наземных экосистем (альbedo, AI, температура поверхности, Ts, вегетационный индекс, NDVI) оценивалось по спутниковым данным MODIS центра LP DAAC NASA: LAND PROCESSES DISTRIBUTED ACTIVE ARCHIVE CENTER ([https://lpdaac.usgs.gov/lpdaac/products/modis\\_products](https://lpdaac.usgs.gov/lpdaac/products/modis_products)). за период июнь-август 2000-2014 гг. Данные MODIS представлены средними значениями параметров за 16 дней, начиная с периода 26 мая – 9 июня и заканчивая периодом 13 августа - 28 августа. Далее средние параметры за все 6 периодов были осреднены и условно принималось, что они характеризуют летний период июнь-август. Горизонтальное разрешение  $0.05^\circ \times 0.05^\circ$  (примерно  $5 \times 5$  км.) было принято для всех параметров. Альbedo определялось по модели MCD43C1, вегетационный индекс NDVI по модели MOD13C1, температура поверхности по MOD11C2, с периодичностью 8 дней. По двум 8 дневным срокам вычислялось среднее за период 16 дней, идентичным периодам для альbedo и NDVI.

Условия увлажнения территории оценивали по спутниковому индексу климатических экстремумов увлажнения засушливых земель SCEI (Satellite Climatic Extremes Index) (Золотокрылин, Титкова, 2012). Значения, нормировались на их среднеквадратическое отклонение, чтобы исключить незначимые («шумовые») значения индекса. В этом случае анализировались только значения индекса менее -1 (увлажнение ниже нормы или иссушение) и более 1 (увлажнение выше нормы). Значения индекса по абсолютной величине характеризуют его интенсивность: от 1 до 2 интенсивность индекса считается слабой, от 2 до 3 – умеренной, а более 3 – сильной.

Метод оценки «островов» опустынивания по наблюдениям за альbedo и температурой поверхности с использованием MODIS данных изложен в работах (Золотокрылин, Титкова, 2011). «Острова» опустынивания идентифицировался по статистически значимому отрицательному коэффициенту корреляции между альbedo и температурой поверхности на исследуемой территории. Пространственная корреляция между альbedo и температурой поверхности рассчитывалась в ячейках  $0.5^\circ \times 0.5^\circ$  (примерно  $50 \times 50$  км). Коэффициенты линейного тренда альbedo, температуры поверхности и NDVI используются как показатели скорости природно-антропогенного изменения состояния экосистем пастбищ с различной степенью антропогенной нарушенности. Теоретически перевыпас может проявляться в росте альbedo, повышении температуры поверхности и падении NDVI. Коэффициенты линейного тренда альbedo, температуры поверхности, вегетационного индекса и индекса климатических экстремумов рассчитаны за период 2000-2014 гг. в целом за летний период.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

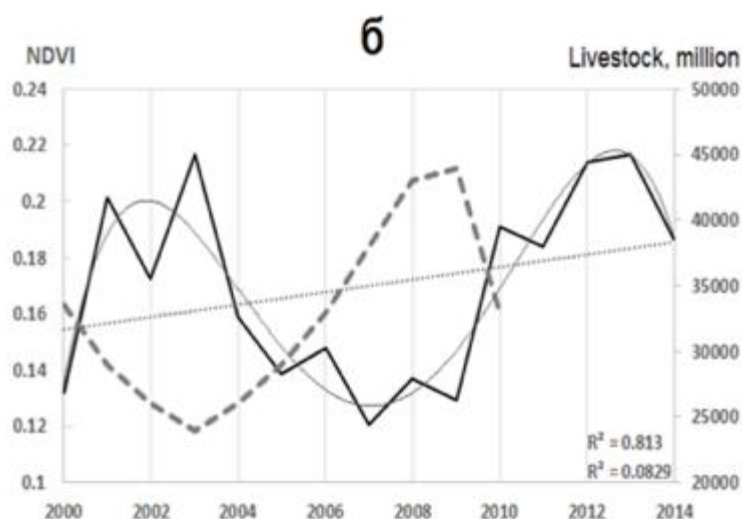
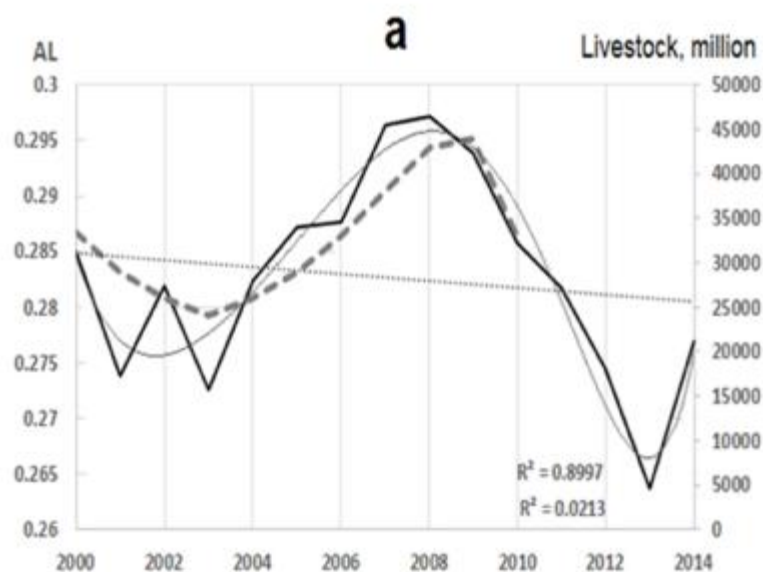
В анализируемых рядах годовых и летних сумм осадков не обнаружены статистически значимые линейные тренды, в то время как в рядах среднегодовой (среднелетней) температуры тренды положительны и значимы. Но с 2007 по 2014 среднегодовая температура стала понижаться практически на всех исследуемых полигонах Монголии. Скорее всего, это похолодание временное.

Межгодовой ход метеорологического показателя увлажнения SPI вблизи метеостанций за интервал 1950-2012 гг. свидетельствует об иссушении климата на всех полигонах (линейные тренды SPI отрицательны и статистически достоверны при уровне значимости 0.01). Интенсивные засухи отмечались на всех полигонах в периоды 1982-1990 и 2004-2009 гг. Повышенная повторяемость засух после 1981 г. сформировала отрицательный тренд SPI.

Дополнительно рассмотрен спутниковый индекс увлажнения SCEI за период 2000-2015 гг. Его ход демонстрирует доминирование засух в период 2000-2009 гг. (за исключением влажного 2003 г.). Линейный тренд показывает переход к положительному увлажнению в 2012 г. для большинства метеостанций.

Межгодовое изменение биофизических параметров пастбищ – результат совместного воздействия климата и антропогенной нагрузки на пастбища, о которой косвенно можно судить по годовому поголовью скота (Desertification Atlas...2014). Это положение подтверждает ход альbedo и NDVI в ячейке  $0.5 \times 0.5^\circ$  вблизи метеостанции Мандалгоби (рис.1 а б). Период с засухами 2004-2009 гг. совпадает с периодом повышения альbedo поверхности и падения NDVI. В этот же период возрастала плотность поголовья скота после его резкого падения во время сильного дзута 1999-2002 гг. Возросшее поголовье дополнительно увеличило альbedo и уменьшило NDVI. По-

втор сильного дзута в 2009-2010 гг. вновь резко снизил плотность поголовья скота, что опять повлияло на уменьшение альбеда и увеличение NDVI на фоне повышения увлажнения. Таким образом в год катастрофического падежа скота и последующий за ним, как правило, понижалось альбеда поверхности и возрастал NDVI из-за резкого сокращения выпаса скота (рис.1).



**Рисунок 1** - Межгодовой ход биофизических параметров вблизи метеостанции Мандалгоби в период 2000-2014 гг.: а) - альбеда поверхности (AL); б) - вегетационный индекс (NDVI). Черная толстая линия – биофизический параметр. Тонкая серая линия – полиномиальный тренд. Штриховая линия – годовое поголовье скота, млн.

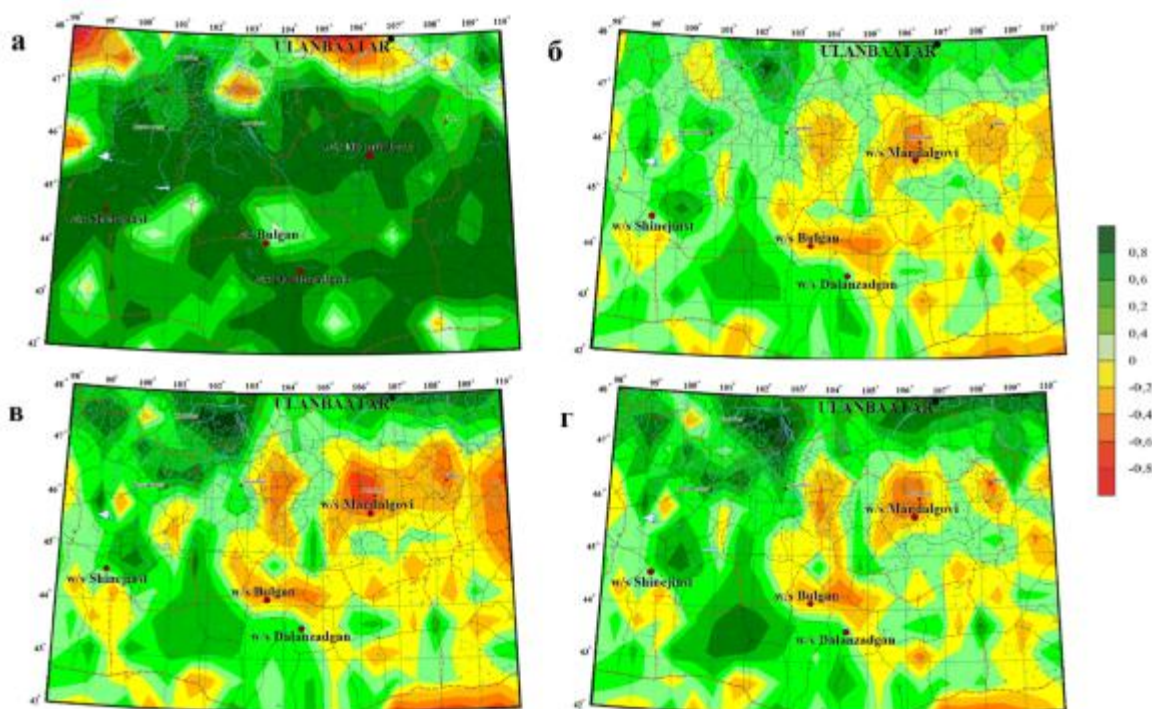
«Острова» опустынивания, вызванные антропогенной деградацией пастбищ, поддаются объективному определению в результате анализа спутниковых наблюдений за альбеда и температурой поверхности. Применение количественного показателя интенсивности опустынивания в «острове» (величины отрицательного коэффициента корреляции между альбеда и температурой поверхности) делает возможным в дальнейшем слежение за развитием «островов».

В период 1985-1991 гг. «острова» опустынивания были зафиксированы только в Архангайском аймаке в районе западного Хангая на южных склонах и в районе его восточной части на северных склонах (рис. 2а). Третий сильный «остров» находился западнее г. Улан-Батор. Перечисленные «острова» возникли в период сильных засух 1982-1990 гг. по данным SPI. Важно отметить, что к началу XXI в. эти «острова» трансформировались и стали незаметными в связи с повышением увлажнения. Крупные «острова» опустынивания не были зафиксированы в сухих степях в период 1985-1991 гг. Но участки с предпосылками опустынивания наблюдались в пустынных степях (сомон Булган) и крайнеаридных пустынях (сомон Шинэджинст).

Как видно из рис. 2 в, в 2005-2009 гг. крупные «острова» сформировались в сухостепных экосистемах вдоль широтной полосы 45.5-46.5°с.ш.: «остров» умеренной интенсивности вблизи во-

сточной границы Увэрхангайского аймака, сильной интенсивности «остров» - в Среднегобийском аймаке и умеренной интенсивности «остров» - в Говь-Сумбэр аймаке. Следующий «остров», который выходит за пределы изучаемой территории, просматривается восточнее. Также «острова» опустынивания локализуются в остепненных пустынях Южногобийского аймака. Но здесь «острова» умеренной интенсивности и меньшей площади, чем в сухих степях. Значительную часть территории вблизи «островов» можно рассматривать в качестве предпосылки опустынивания.

Динамичность «островов» проявляется в их расширении (сжати) и меняющейся интенсивности. Как показывает сравнительный анализ положения «островов» в 2000-2004, 2005-2009 и 2010-2014 гг., их центры были всегда приурочены к пастбищам с максимальной нарушенностью экосистем. Интенсификация и расширение очагов наблюдалась в период 2005-2009 гг. по отношению к периоду 2000-2004 гг. Напротив, вследствие слабого повышения увлажнения в следующее пятилетие (2010-2014 гг.) произошло сокращение их площади, ослабление интенсивности и дробление (рис.2 г). Важно отметить, что в период 2010-2014 гг. наблюдалось слияние степного очага в Увэрхангайском аймаке с более южным в Южногобийском аймаке. Если учесть, что в последнее пятилетие увлажнение слабо повысилось, то это слияние вызвано в значительной степени усилением перевыпаса.



**Рисунок 2** - Острова опустынивания разной интенсивности на территории Центральной Монголии: а)- 1985-1991; б) - 2000-2004 гг в) - 2005-2009 гг.; г) - 2010-2014 гг. Расположение ключевых участков (зачерненные кружки) и метеостанций (окоптуренные зачерненные кружки).

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. На территории Центральной Монголии центры «островов» опустынивания всегда приурочены к пастбищам с максимальной нарушенностью экосистем, и поэтому их положение относительно стабильно. При этом на фоне падения и повышения увлажнения динамичность «островов» опустынивания проявляется в их расширении (сжати) и меняющейся интенсивности.
2. «Острова» антропогенного опустынивания сместились с лесостепных и степных экосистем в 1985-1991 гг. в сухие степи и остепненные пустыни в 2000-2014 гг. Развитие «островов» опустынивания в сухой степи происходило в условиях нарастающей аридизации и повторяемости засух.
3. Последствия резкого сокращения поголовья скота вследствие опасных природных явлений (джут, засухи) значительно проявляются в падении альбеда поверхности и росте вегетационного индекса.

4. Интенсификация и расширение «островов» наблюдалась в период 2005-2009 гг. по отношению к периоду 2000-2004 гг. В последующем, вследствие слабого повышения увлажнения в 2010-2014 гг., произошло незначительное сокращение их площади, ослабление интенсивности и дробление.

#### ЛИТЕРАТУРА

- [1]ВМО. 2012.Всемирная Метеорологическая Организация. Свобода М., Хайес М. и Вуд Д. Руководство для пользователей стандартизованного индекса осадков. № 1090, Женева.26 с.
- [2]Золотокрылин А.Н. 2003.Климатическое опустынивание. Отв.ред. А.Н.Кренке. М.: Наука. 246 с.
- [3]Zolotokrylin A.N. and Titkova T.B., 2011. A new Approach to the Monitoring of Desertification Centres // Arid Ecosystems. Vol.1. No.3. PP.125-130).
- [4]Zolotokrylin A.N.and Titkova T.B. 2012.Satellite Climate Extremes Index of Drylands // Arid Ecosystems, Vol. 2. No. 4, pp. 203-208.)
- [5]Chuluun T. 2008. Adaptation strategies of pastoral communities to climate change in central mountainous region of Mongolia. Newsletters of the International Human Dimensions Programme on Global Climate Change. 2. pp. 53-58.
- [6]Desertification Atlas of Mongolia. 2014. Ulaanbaatar, 133 p.
- [7]Mandakh N., Dash D., Khaulenbek A. 2007. Present status of desertification in Mongolia. In MODIS data: LP DAAC NASA: Land processes distributed active archive center [https://lpdaac.usgs.gov/lpdaac/products/modis\\_products](https://lpdaac.usgs.gov/lpdaac/products/modis_products)
- [8]Ojima D. and Chuluun T. 2008. Policy changes in Mongolia: implications for land use and landscapes. In : Galvin R.A., Reid R.S., Behnke R.H., and Hobbs N.T. (eds.). Fragmentation in semi-arid and arid landscapes: consequences for human and natural systems. Springer, Dordrecht, Germany. pp.179-193.

### **Глава II/69: СИСТЕМА ИНДИКАТОРОВ И ОЦЕНКА ПРОЦЕССОВ ОПУСТЫНИВАНИЯ В СЕВЕРНОЙ ЧАСТИ КУЛУНДИНСКОЙ СТЕПИ (ЗАПАДНАЯ СИБИРЬ)**

#### **Chapter II/69: Indicator System and Assessment of Desertification Processes within the Northern Kulunda Steppe in Western Siberia**

**Вера Шрайнер\*; Бургхард Мейер**

DOI 10.25680/6604.2018.72.10.166

\*Эл. Почта: [vera\\_schreiner@yahoo.de](mailto:vera_schreiner@yahoo.de)

Институт географии Лейпцигского университета, Йоханнесаллее19а, 04103 Лейпциг, Германия

**РЕЗЮМЕ.** Разработана и апробирована комплексная система индикаторов для идентификации опустынивания земель сухих субгумидных регионов Западной Сибири (на примере северной части Кулундинской степи). Целью данной работы является (1) оценка постсоветских/российских и европейских методологий и систем оценки опустынивания, (2) разработка регионально-адаптированной системы индикаторов и (3) идентификация и анализ процессов опустынивания земель в районе исследования. Теоретической и методологической основой послужили труды немецких и европейских ученых. Выбор индикаторов проводился с учетом как геоэкологических условий региона, так и основных климатических и антропогенных факторов опустынивания. Система индикаторов включает в себя 16 биофизических (биологических, гидрологических и гидро-геологических, морфодинамических, почвенных) и 18 социально-экономических показателей опустынивания. Результаты проведенного анализа привели (1) к прояснению процесса опустынивания в временном масштабе и (2) к выяснению взаимосвязи факторов, влияющих на степные регионы, и (3) показали, что процессы опустынивания не только затронули степные районы юга Западной Сибири, но уже и вызвали адаптацию отдельных экологических и социально-экономических компонентов.



**Abstract.** For identification of desertification processes in the Northern Kulunda steppe a dry sub-humid region of the South of West Siberia a comprehensive system of 34 indicators was developed. The main objectives of this study have been (1) the evaluation of current “desertification assessment systems“ and their methodology on the basis of post-soviet/Russian and European approaches, (2) the development of a regionally-adapted indicator system, and (3) the identification and analysis of desertification processes in the Northern Kulunda steppe as a system problem. Regional geoecological pre-conditions and the main climatic and anthropogenic causing factors of desertification have been specified to clarify the desertification process. The indicators system developed includes 16 bio-physical (biological, hydrological and hydro-geological, morpho-dynamical, pedological) and 18 socio-economic processes/indicators of desertification. The analysis of indicators results (1) in desertification process clarification in temporal scale, (2) in the clarification of the interrelationships in factor-combinations affecting the steppe regions and (3) shows that the desertification processes are not only affected by the steppe regions of the south of Western Siberia, but also it has led to the adaptation of individual ecological and socio-economic components.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** опустынивание, деградация ландшафта, степные экосистемы, Кулундинская степь, идентификация, система индикаторов, биофизические показатели, социально-экономические показатели, группы индикаторов, биоиндикаторы

**Keywords:** desertification, landscape degradation, steppe ecosystems, Kulunda steppe, indicator system, identification, indicator system, biophysical indicators, socio-economic indicators, indicator groups, bio-indicators

## **ВВЕДЕНИЕ**

Структура землепользования является ключом к устойчивому развитию, социальной и экономической стабильности, сохранению природных ресурсов и управлению в сфере изменения климата. Землепользование с несбалансированным соотношением между сельскохозяйственным использованием и экологической устойчивостью экосистем может привести к антропогенному переиспользованию природно-ресурсного потенциала региона и к широкому распространению процессов деградации земель (включая опустынивание) в засушливых, полузасушливых и сухих субгумидных районах земного шара. Причинами современного опустынивания степных регионов России являются, с одной стороны политико-экономическое развитие страны и интенсификация сельского хозяйства с 1950 года, с другой стороны- тенденции изменения глобального и регионального климата. Основные биофизические и социально-экономические показатели опустынивания субгумидных регионов Западной Сибири до сих пор малоизучены.

## **ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ И КРИТЕРИИ ВЫБОРА РАЙОНА ИССЛЕДОВАНИЯ**

Район исследования – северная часть Кулундинской степи – бывшая типичная (или настоящая) степь на лессовых отложениях на юго-западе Западно-Сибирской равнины. Район исследования охватывает приблизительно 7.689 км<sup>2</sup> и располагается на территории Баганского и Карасукского районов Новосибирской области.

Основными критериями для выбора района исследования для оценки процессов опустынивания на юге Западной Сибири послужили:

- соотношение годового количества осадков и потенциального суммарного испарения не превышает 0,6 и тем самым обосновывает принадлежность территории к субгумидным регионам земного шара;
- принадлежность к одним из важнейших сельскохозяйственных районов на востоке России; для нужд сельского хозяйства в той или иной степени используется около 80% территории;
- расположенность в регионе, в наибольшей степени затронутым процессом изменения климата, в том числе процессом его аридификации;
- малоизученность индикаторных процессов опустынивания и самого процесса в целом в субгумидных регионах Западной Сибири;

## **МЕТОДОЛОГИЧЕСКАЯ БАЗА ИССЛЕДОВАНИЯ И АДАПТИРОВАННАЯ РЕГИОНАЛЬНАЯ СИСТЕМА ИНДИКАТОРОВ ОПУСТЫНИВАНИЯ**

Теоретической и методологической основой работы послужили труды немецких и европейских ученых и организаций, работы которых посвящены идентификации и оценке процессов опустыни-

вания: Меншинг [1], Ибрахим [2], ООН [3], Космас и др. [4], Рубио & Рекатала [5], а также пять традиционных методологических подходов к исследованиям опустынивания в России [6], [7], [8], [9], [10]. Проведен сравнительный анализ существующих российских и европейских систем идентификации опустынивания, который выявил их ограниченную территориальную и содержательную релевантность в районе исследования.

Методологические подходы российских систем к идентификации опустынивания:

- учитывают только биофизические аспекты опустынивания и, в силу своей истории развития, не подходят для описания социально-экономических изменений и влияний изменения климата;
- показывают главным образом морфодинамические и почвенные аспекты ландшафтной деградации;
- отражают только заключительные стадии опустынивания;
- не учитывают различия между первичным и вторичным засолением почв;

На основе проведенного анализа была разработана и апробирована комплексная система биофизических (биологических, гидрологических и гидро-геологических, морфодинамических, почвенных) и социально-экономических показателей для идентификации процессов опустынивания на исследуемой территории. Для этой цели были расширены и адаптированы к региональным политическим, экономическим и культурным условиям района исследования системы индикаторов Меншинг [1] и Ибрахим [2]. Выбор индикаторов проводился с учетом как геоэкологических условий региона, так и основных климатических и антропогенных факторов опустынивания [11], [12], [13], [14],[15].

В работе применялись методы традиционного экономико-географического анализа – сравнительно-описательный, математико-статистический, картографический, социально-эмпирические методы. Среди прочих применялись методы геоботанического сравнительного исследования; методы оптического дистанционного зондирования (индексы NDVI); 3D анализ местности; пространственный анализ в ГИС; анализ строения и свойств почвы; содержания гумуса; гранулометрический анализ; методы статистического анализа; сбор и анализ информации СМИ и т.д.

## **ИНФОРМАЦИОННАЯ БАЗА ИССЛЕДОВАНИЯ**

Информационную базу исследования составляют статистические данные Федеральной службы государственной статистики России и ее территориальных органов; региональные программы поддержки социально-экономического развития районов Новосибирской области; ежегодные паспорта и отчеты Баганского и Карасукского районов; аналитическая и статистическая информация, почерпнутая из литературных источников, периодической печати и электронных СМИ; полевые материалы, собранные в ходе экспедиционных исследований; результаты интервью; результаты научных исследований и проектов; информационные базы климатических данных.

## **ИДЕНТИФИКАЦИЯ И АНАЛИЗ ПРОЦЕССОВ ОПУСТЫНИВАНИЯ**

Анализ 16 биофизических и 18 социально-экономических идентификационных процессов опустынивания [Таблица 1] в районе исследования основан на анализе, по крайней мере, двух экосистемных состояний. Референтным состоянием является состояние экосистем перед кампанией по освоению целины и залежных земель в 1950-х годах. Состояние изменения отражает состояние экосистем в первом десятилетии XXI века [15].

Результаты проведенного анализа [13], [14],[15]:

- § показали однозначную и достаточно хорошую идентификацию 29-ти процессов опустынивания;
- § выявили недостаточность изученности таких индикаторов как  $C_4$ -растения и глубина залегания подземных вод;
- § выявили полное отсутствие трех экономических показателей как следствие интенсивной государственной поддержки аграрной отрасли России в первом десятилетии 21-го столетия;
- § показали многогранную трактовку некоторых социальных индикаторов (например такого как транснациональная миграция населения, причиной которой является не только ухудшение условий жизни в результате процессов опустынивания, но и концентрация немецкого этнического меньшинства в районе исследования и связанный с этим транснациональный миграционный поток в Германию).

- § послужили основой для моделей взаимосвязи между климатическими и антропогенными факторами опустынивания и идентификационными процессами, а также для описания темпоральной последовательности процесса опустынивания в районе исследования.
- § выявили, что как экологическая, так и социально-экономическая системы уже отреагировали на изменения окружающей среды; в настоящее время наблюдается процесс адаптации отдельных экологических и социально-экономических компонентов.

**Таблица 1** – Идентификация отдельных процессов опустынивания в районе исследования [15], [где *n* обозначает количество хорошо и очень хорошо идентифицируемых индикаторов]

| Группа индикаторов (число индикаторов)               | Индикаторы   | <i>n</i> |
|--|--|----------|
| Биологические индикаторы (8)                         | проективное покрытие, видовой состав растительных сообществ, продуктивность и биомасса, NDVI (Нормализованный Относительный Индекс Растительности), инвазионные виды, состояние лесных насаждений, C <sub>4</sub> -растения, виды растений непригодные для пастбищ;  | 7        |
| Гидрологические и гидро-геологические индикаторы (3) | глубина залегания подземных вод, гидрологические ресурсы (водоемы и водотоки), засоление почв;   | 2        |
| Морфодинамические индикаторы (2)                     | дефляция, водная эрозия;   | 2        |
| Почвенные индикаторы (3)                             | мощностью гумусового горизонта, органический материал и питательные вещества, скелетная часть почвы  | 3        |
| Социальные индикаторы (6)                            | транснациональная и международная миграция населения, урбанизация (перемещение населения из сельской местности в города), заброшенные поселения и количество небольших поселений, рождаемость, возрастная структура населения, состояние здоровья населения;   | 6        |
| Экономические индикаторы (12)                        | урожайность зерновых культур, кормовой потенциал и переход на круглогодичное стойловое содержание животных, животноводство и изменение видового состава, доля сельскохозяйственных земель, структура занятости сельского населения, количество сельскохозяйственных предприятий и частных домашних хозяйств, доходы в сельскохозяйственном секторе, дефицит пресной питьевой воды и строительство новых объектов водоснабжения, применение пестицидов и удобрений, система защитных лесных насаждений, смещение фокуса в сельском хозяйстве в сторону массового животноводства, интенсификация сельскохозяйственного производства на основе орошения (площади орошаемых земель); | 9        |

К таким индикаторам адаптации относятся распространение  $C_4$ -растений и инвазионных видов, интенсификация сельскохозяйственного производства на основе орошения, смещение фокуса в сельском хозяйстве в сторону массового животноводства и переход на альтернативные системы животноводства [15].

В статье представлен обзор одной из трех составных частей диссертационной работы на тему „Индикаторы и модели процессов опустынивания – на примере северной части Кулундинской степи в Западной Сибири“ [15].

## **ЗАКЛЮЧЕНИЕ**

Проведена оценка постсоветских/российских и европейских систем оценки опустынивания земель.

Разработана и апробирована комплексная система индикаторов для идентификации опустынивания в степных районах юга Западной Сибири (на примере северной части Кулундинской степи). Проведена идентификация и анализ отдельных процессов опустынивания земель.

Система индикаторов может применяться для других засушливых районов Сибири, европейской части России и Центральной Азии.

## **ЛИТЕРАТУРА**

- [1] Mensching H. 1990. Desertifikation. Ein weltweites Problem der ökologischen Verwüstung in den Trockengebieten der Erde, Wissenschaftlicher Buchgesellschaft, Darmstadt
- [2] Ibrahim, F. 1992. Gründe des Scheiterns der bisherigen Strategien zur Bekämpfung der Desertifikation in der Sahelzone.- Geomethodica., 17, Basel, S. 71-93, ISBN 3-905 141-54-X
- [3] UNCCD. 2001. A Proposal of B & I System for Desertification Monitoring and Assessment in Asian Region, the Task Group Meeting of TPN1, November 26-29, 2001, Beijing
- [4] Kosmas C., Kairis O. et al. 2013. Evaluation and Selection of Indicators for Land Degradation and Desertification Monitoring: Types of Degradation, Causes, and Implications for Management. Environmental Management, 54(5): 951-70
- [5] Rubio J.L., Recatala L. 2006. The relevance and consequences of Mediterranean desertification 323ft he323ing security aspects. In: W.G. Kepner, J.L. Rubio, D.A. Mouat and F. Pedrazzini, Editors, Desertification in the Mediterranean Region: a Security Issue, Springer, The Netherlands, 133–165pp
- [6] Опустынивание засушливых земель России: новые аспекты анализа, результаты, проблемы. 2009. М.: Товарищество научных изданий КМК, 298 с.
- [7] Парамонов Е.Г., Ишутин Я.Н., Симоненко А.П. 2003. Кулундинская степь: проблемы опустынивания. – Барнаул: Изд-во АлтГУ, 137 с.
- [8] Субрегиональная Национальная программа действий по борьбе с опустыниванием для Западной Сибири (юг Кулунды, Алтайского края, Новосибирской области). 2000. Волгоград, 234 с.
- [9] Куст Г.С. 1999. Опустынивание: Принципы эколого-генетической оценки и картографирования. Издательство: М., 362 ст
- [10] Харин Н.Г. 1983. Методические основы изучения и картографирования процессов опустынивания / Н.Г. Харин. – Ашхабад, 39 с.
- [11] Meyer, B., Schreiner, V., Smolenzewa, E., Smolenzev B. 2008. Indicators of Desertification in the Kulunda steppe in the south of Western Siberia. Archives of Agronomy and Soil Science 54,6, S.585-603, DOI: 10.1080/03650340802342268
- [12] Schreiner, V., Meyer, B.C., Rulev, A.S. & A.V. Koshelev. 2011. Investigations on desertification and landscape degradation. In. Zashchitnoe lesorazvedenie v Rossijskoj Federazii: Materialy meshdunarodnoj nauchno-praktitscheskoj konferenzii, posvjaschtschjonnoj 80-letiju Vserossijskogo nauchno-issledovateljskogo instituta agrolesomeliorazii, Volgograd, 17-19 okt. 2011.-VNIALMI, 429-432.
- [13] Schreiner V., Meyer B. 2014. Indicators of land degradation in steppe regions: soil and morphodynamics in the northern Kulunda. In: Mueller, Lothar, Saparov, Abdulla, Lischeid, Gunnar (Eds.) Novel Measurement and Assessment Tools for Monitoring and Management of Land and Water Resources in Agricultural Landscapes of Central Asia, Springer, S. 535- 549
- [14] Шрайнер В., Мейер Б. 2015. Теории и причины деградации гидрологических ресурсов// Интегрированное управление водными ресурсами в Казахстане. Коллективная монография/ Бургхард С. Мейер, Лиан Ланди, Ануарбек Какабаев/TEMPUS IV. Изд.: «Мирпечати». Кокшетау, с. 199-203
- [15] Schreiner V. 2017. Indikatoren und Prozessmodelle der Desertifikation – am Beispiel der nördlichen Kulundasteppe in Westsibirien. Dissertation. Universität Leipzig, Institut für Geographie, 231 S. (unveröffentlicht)

**Глава Ш/70: ДИНАМИКА СВОЙСТВ ПОЧВЫ ПРИ КРАТКОВРЕМЕННОЙ ИЗОЛЯЦИИ  
ДЕГРАДИРОВАННОГО ПАСТБИЩА В КРИОЛИТОЗОНЕ**  
**Chapter Ш/70: Dynamics of Soil Properties of Degraded Pasture in the Permafrost Zone after  
Short-Term Exclusion 324th the Grazing Regime**

Альбина А. Данилова\*<sup>1</sup>, Григорий Н. Саввинов<sup>2</sup>, Петр П. Данилов<sup>2</sup>, Людмила  
Д. Гаврильева<sup>2</sup>, Марта И. Ксенофонтова<sup>2</sup>, Алексей А. Петров<sup>2</sup>

DOI 10.25680/5064.2018.25.50.167

\*Эл. Почта: [Danilova7alb@yandex.ru](mailto:Danilova7alb@yandex.ru)

1. Сибирский федеральный научный центр агробиотехнологий РАН Россия, 630501 Новосибирская обл.,  
п. Краснообск, а/я 356

2. Научно-исследовательский институт прикладной экологии Севера Северо-восточного федерального уни-  
верситета Россия, 677000, г. Якутск, пр. Ленина, 1

**РЕЗЮМЕ.** Исследования проведены в аласном ландшафте Центральной Якутии (62°28'29.7" N 130°56'40.5" E). Обобщены результаты многолетних исследований биодинамики деградированного пастбища в криолитозоне при исключении выпаса. Установлена неустойчивость экосистемы деградированного пастбища, связанная с накоплением в почве подвижной фракции органического вещества из поступающего навоза, способствующей избыточной интенсификации минерализационных процессов. По скорости отклика на изоляцию компоненты экосистемы составили убывающий ряд: надземная растительность – функциональный спектр микробного сообщества – число КОЕ – подземная фитомасса, общий и подвижный углерод почвы, активность нитрификации. Скорость отклика соответственно равнялась: 1 год – 4 года – 5 лет – более 5 лет. В целом, результаты наблюдений показали высокий потенциал аласной экосистемы к самовосстановлению при снижении антропогенной нагрузки.

**Abstract.** The investigations were carried out in an Alas landscape of Central Yakutia (62°28'29.7" N 130°56'40.5" E). The results of a study about over several years about the biodynamics of degraded pastures in the permafrost zone after exclusion of grazing are summarized. The instability of degraded pasture ecosystems is associated with the accumulation of mobile fractions of soil organic matter from the incoming manure contributing to excessive mineralization processes. The speed of ecosystem's components response to the exclusion of grazing had a decreasing order: aboveground vegetation - functional range of the microbial community - the number of colony forming microorganisms - underground phytomass, and the total movable soil carbon, nitrification activity. The corresponding response rate was: 1 year - 4 years - 5 years - more than 5 years. In general, the results of observations have shown the high potential of the Alas ecosystem to self-repair when reducing the anthropogenic load.

**KEYWORDS:** permafrost soil, alas landscape, pastoral digression, grazing exclusion, Central Yakutia

**Ключевые слова:** мерзлотные почвы, аласный ландшафт, пастбищная дигрессия, исключение выпаса, Центральная Якутия

## **ВВЕДЕНИЕ**

Как известно, изучение темпов и особенностей самовосстановления нарушенных экосистем остается важной практической и теоретической проблемой экологии. В этом плане достаточно специфическими объектами являются пастбищные экосистемы при прекращении выпаса. Как известно, основная часть пастбищ мира расположена в аридной и полуаридной зонах, чрезвычайно уязвимых к антропогенной нагрузке. Деградация последних в результате перевыпаса является серьезной проблемой современности. Публикации по многолетним наблюдениям преимущественно касаются аридных пастбищ, расположенных на территориях со среднегодовой температурой воздуха выше или около нуля градуса по Цельсию. Географически эти данные касаются почв аридных пастбищ Хакасии, Тувы, Монголии [1], лессовой равнины Китая [2], Внутренней Монголии [3-5], Ирана [6], Северной Африки [7] и др.

Показатели пастбищной экосистемы по степени изученности при изоляции располагаются в убывающий ряд: надземная фитомасса – видовой состав растительности – подземная фитомасса – физико-химические свойства почвы – живая фаза почвы. Значимость подобных знаний

применительно к пастбищам криолитозы высока с точки зрения оценок скорости и особенностей самовосстановления экосистем, функционирующих в экстремальных условиях, для поиска путей защиты от деградации. В этом плане аласные экосистемы Центральной Якутии существуют в условиях, экстремальных с трех позиций – многолетняя мерзлота, недостаток атмосферных осадков, засоление почвы

**Цель сообщения:** Дать краткую обобщенную информацию по итогам многолетних исследований биодинамики аласной экосистемы при изоляции деградированного пастбища.

### **ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ**

Аласы представляют собой специфические геоморфологические образования криолитозоны. Ландшафт термокарстовой котловины представляет собой комплекс биомов, переходящих от озерного через болотный (нижний гидротермический пояс), луговой (средний пояс), остепненный (верхний) к типичному лесному. Согласно региональной классификации [8,9], почвы нижнего пояса определены как мерзлотные дерново-глеевые, среднего – мерзлотные луговые, верхнего – мерзлотные остепненные. Почвы засолены (хлоридно-гидрокарбонатный тип),  $pH_{\text{водн}}$  9.5, гранулометрический состав от легкосуглинистого до супесчаного.

Годовое количество осадков в районе исследования составляет 247 мм. Из них за май-сентябрь выпадает 162. Испаряемость около 420-500 мм. Средняя температура за год колеблется от -7 до -10<sup>0</sup>С. Летние температуры достигают 30-35<sup>0</sup>С. Близкое залегание многолетнемерзлых пород мощностью около 200м способствует накоплению в почве большого запаса холода.

Изучили два типичных зрелых котловинных провальнo-термокарстовых аласа, имеющих разную степень антропогенной нагрузки, расположенные на Тюнгилюнской террасе (пятая надпойменная терраса р. Лена) в северной части Лено-Амгинского междуречья. Общий вид аласного ландшафта представлен на рис.



**Рис. 1-** Ненарушенный аласный ландшафт. Фото В.С. Макарова

Травостой фонового аласа Тобуруон (62°28'29.7" N 130°56'40.5" E) используется под сенокос, выпас животных ограничен, травостой аласа Уелэн (62°33'24,3" N, 130°54'01,4" E) сильно деградирован вследствие перевыпаса (III стадия дигрессии с признаками сильной сбитости). При рекомендованной для аласных лугов норме нагрузки, равной 0.5 голов купного рогатого скота/га (КРС/га), показатель на данном аласе достигает 6. Такая нагрузка типична для большинства аласов Центральной Якутии, находящихся в непосредственной близости от населенных пунктов. Для изучения особенностей самовосстановления компонентов аласной экосистемы при прекращении выпаса на деградированном аласе Уелэн в 2009 г. были отгорожены участки для исключения доступа животных. В работе проанализированы данные за 2011-2014гг.

Сорг определяли по Никитину (1999) [10], Нобщ – по Къельдалю, подвижный углерод – в щелочной вытяжке ( $C_{NaOH}$ ) – по Пономаревой, Плотниковой, активность нитрификации – при компости-



ровании почвы в оптимальных гидротермических условиях [11]. инвертазную активность почвы определяли по Галстяну (1978) [12], Запас подземной фитомассы определили путем декантации почвы водой на сите с диаметром ячеек 0.25мм. Функциональный спектр культивируемой части микробного сообщества почвы определяли при помощи мультисубстратного теста (CLPP) по прописи [13].

В работе приведены данные, полученные в образцах почв, отобранных из слоя 0-10 см. Данный слой включал преимущественно органогенный горизонт, граница которого колебалась от 5 до 10 см. При анализах подстилку отбрасывали. На каждом варианте опыта анализировали по 3 образца, представлявших собой смешанный образец из 5 точек. Сходство вариантов опыта оценивали по результатам многомерного анализа по методу главных компонент в пакете программ Statsoft Statistica for Windows.

## **РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ**

Установлено, что в результате пастбищной дигрессии надземная биомасса аласного луга снизилась до 0,3т/га сухой биомассы (на фоновом аласе показатель составлял 1,2-2т/га). При этом в почве деградированного пастбища ежегодно поступало примерно 2 т/га сухого вещества навоза КРС. В криоаридных условиях Центральной Якутии эта биомасса способствовала образованию в почве фракции органического вещества, поддерживающего численность и активность микробиоты почвы на уровне, не уступающем таковым фоновых аласов. При экспериментальном доведении влажности и температуры почвы до оптимальных значений данная фракция быстро разлагалась, и все изученные показатели потенциальной биологической активности почвы снижались не менее чем в 10 раз в сравнении с исходными величинами, что может свидетельствовать о высокой возможной чувствительности экосистем деградированных аласов к изменению климатических параметров. По нашим данным эта неустойчивость была связана с избыточной интенсификацией процесса разложения органического вещества на деградированном аласе, о чем свидетельствует повышение скорости нитрификации и разложения целлюлозосодержащего материала в полевых условиях за год до 3 раз в сравнении с фоновым вариантом [14]. Полученный нами экспериментальный материал еще раз подтверждает и дополняет известное положение об единстве растительного и животного составляющих пастбища. Согласно этим взглядам, в аридных условиях, неблагоприятных для функционирования обычных сапрофагов (микроорганизмов и беспозвоночных), роль последних берут на себя пасущиеся животные путем мобилизации, в частности, закрепленного в растительной биомассе азота [15]. В криоаридных условиях (сухо и холодно) это явление, вероятно, еще более значимо. В наших исследованиях достаточно четко видна роль животных в интенсификации минерализационных процессов в экосистеме. Навоз, поступивший в экосистему, разлагается крайне медленно, образуя запас особой подвижной фракции органического вещества почвы. Роль этой фракции необходимо рассматривать, как минимум, с двух позиций. С одной стороны, будучи доступным источником питания для микробиоты, она является своеобразным буфером, не позволяющим резкое падение показателей биологической активности почвы при значительном снижении количества поступающего в почву растительного вещества. С другой стороны, лабильность обуславливает ее крайнюю неустойчивость к изменению условий среды. Это обстоятельство таит в себе опасность быстрой деградации аласных почв, переживающих поздние стадии пастбищной дигрессии, при известной тенденции изменения климата в высоких широтах в сторону потепления и повышения увлажненности. Необходимо отметить, что вероятность реализации нашего прогноза довольно высока, так как уже в настоящее время полевые наблюдения фиксируют более высокую в сравнении с фоновым скоростью разложения органического вещества в деградированном аласе.

Известным способом восстановления продуктивности пастбищ является исключение выпаса животных. Изменение некоторых свойств почвы при изоляции деградированного пастбища в криолитозоне течение 5 лет отражено в таблице. Установлено, что состав растительности, запас надземной и подземной биомассы, С орг, число КОЕ (колониобразующих единиц), активность и устойчивость культивируемой части микробного сообщества мерзлотной почвы за 4-5 года изоляции деградированного пастбища достигли уровня фонового аласа. Интенсивность восстановления была наиболее существенной на луговом поясе аласа. Активность автотрофной нитрификации, значительно возросшая при деградации пастбища, за период кратковременной изоляции не снизилась, оставаясь в 3 раза выше показателей на ненарушенном аласе. [16]. Таким образом, процессы, происходящие при прекращении выпаса на деградированном пастбище в криолитозоне, были сходными с таковыми, наблюдаемыми в других регионах мира. Основной причиной этого сход-

ства, вероятно, является накопление и разложение навоза пасущихся животных, который обеспечивает поступление в почву дополнительных источников питания для высших растений.

**Таблица.** Некоторые свойства исследуемых почв в слое 0-10 см, средние данные за 2013-2014 гг. при n=6. **Table.** Some properties of permafrost soils (0-10 cm), average data of 2013-2014 (n=6).

| Показатель  | Фоновый алас |      | Деградированный алас |     |          |     | ДИ* |
|---|--------------|------|----------------------|-----|----------|-----|-----|
|   | А**          | В*** | Пастбище             |     | Изоляция |     |     |
|   |              |      | А                    | В   | А        | В   |     |
| Запас подземной фитомассы, т/га                   | 30           | 11   | 20                   | 9   | 20       | 20  | 5   |
| С орг., %   | 3.2          | 4.9  | 2.8                  | 2.5 | 3.2      | 4.5 | 1.2 |
| С/N   | 12           | 10   | 14                   | 9   | 12       | 10  | 1.2 |
| Щелл/Сорг., %                                     | 14           | 4    | 16                   | 9   | 16       | 9   | 2   |
| Нитрификация, мг N-NO <sub>3</sub> /кг за 14 дней | 19           | 16   | 75                   | 55  | 70       | 62  | 10  |
| Инвертаза, мг глюкозы /г за 18 ч                  | 33           | 35   | 30                   | 24  | 39       | 34  | 5   |

**Примечания** ДИ\* – доверительный интервал при P=0.95, А\*\* – остепненный пояс, В\*\*\* – луговой пояс.  
**Notes to table:** CI\* – confidence interval at P=0.95, А\*\* – steppificated belt, В\*\* – meadow belt.

В изолированных участках в сравнении с пастбищем слое почвы 0-10 см число КОЕ было несколько выше. Статистическая достоверность этой зависимости была нестабильной по годам и была доказана на остепненном поясе только в третий год изоляции, на луговом – во второй, в остальные годы наблюдалась в виде тенденции. Сходство функционального спектра сообщества между пастбищем и изоляцией была статистически доказана на луговом поясе через 3 года, на остепненном – через 5 лет. При этом повысилась функциональная устойчивость сообщества на изоляции в сравнении с пастбищем. По скорости отклика на изоляцию деградированного пастбища в криолитозоне компоненты аласной экосистемы составили убывающий ряд: надземная растительность – функциональный спектр микробного сообщества – число КОЕ – подземная фитомасса, общий и подвижный углерод почвы, активность нитрификации. Скорость отклика соответственно равнялась: 1 год – 4 года – 5лет – более 5 лет. Таким образом, особенности биодинамики при изоляции свидетельствуют о высоком потенциале деградированной аласной экосистемы к восстановлению при снижении антропогенной нагрузки.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Число КОЕ и метаболическая активность микробного сообщества в верхнем (0-10 см) слое аласных почв не зависели от степени деградации травяного покрова при пастбищной нагрузке 6 голов КРС/га, что связано с поступлением в экосистему нарушенного аласа навоза в количествах, сопоставимых с продуктивностью фонового аласа (около 2 т/га сухой биомассы)
2. Компостирование почвы при оптимальных условиях тепла и влаги сопровождалось снижением изученных показателей на фоновом аласе до 30%, на деградированном – до 90% в сравнении с исходными значениями, что свидетельствует о более низкой экологической устойчивости микробного комплекса почв деградированного аласа в сравнении с таковым фонового. Пастбищная дигрессия сопровождается интенсификацией процессов разложения органического вещества (нитрификация, разложение льняного полотна в полевых условиях) в аласных почвах примерно в 3 раза в сравнении с показателями фонового аласа.

По скорости отклика на изоляцию деградированного пастбища в криолитозоне компоненты аласной экосистемы составили убывающий ряд: надземная растительность – функциональный спектр микробного сообщества – число КОЕ – подземная фитомасса, общий и подвижный углерод почвы, активность нитрификации. Скорость отклика соответственно равнялась: 1 год – 4 года – 5лет – более 5 лет.

## ЛИТЕРАТУРА

[1] Степи Центральной Азии. 2002. Новосибирск: Наука. Сибирское Отделение. 298 с.

- [2]Jing Z., Cheng J., Su J., Bai Y., Jin J. 2014. Changes in plant community composition and soil properties under 3-decade grazing exclusion in semiarid grassland // *Ecological Engineering*. V. 64. PP. 171–178.
- [3]Su Y-Z, Li Y-L, Cui J-Y, Zhao W-Z. 2005. Influences of continuous grazing and livestock exclusion on soil properties in a degraded sandy grassland, Inner Mongolia, northern China // *Catena*. V.59. PP. 267–278.
- [4]Pei S., Fu H., Wan C. 2008. Changes in soil properties and vegetation following exclosure and grazing in degraded Alxa desert steppe of Inner Mongolia, Chin. // *Agriculture, Ecosystems and Environment*. V.124. PP. 33–39.
- [5]Luan J., Cuia L., Xiang C., Wu J., Song H., Ma Q., Hu Z. 2014. Different grazing removal exclosures effects on soil C stocks among alpine ecosystems in east Qinghai–Tibet Plateau // *Ecological Engineering*. V.64. PP.262–268.
- [6]Raiesi F, Riahi M. 2014. The influence of grazing exclosure on soil C stocks and dynamics, and ecological indicators in upland arid and semi-arid rangelands // *Ecological Indicators*. V.41. PP.145–154.
- [7]Slimani H., Aidoud A., F. Rozer F. 2010. Years of protection and monitoring of a steppic rangeland undergoing desertification // *Journal of Arid Environments*. V.74. PP. 685–691.
- [8]Еловская Л.Г. 1987. Классификация и диагностика мерзлотных почв Якутии. Якутск: ЯФ СО АН СССР.172 с.
- [9]Десяткин Р.В. 2008. Почвообразование в термокарстовых котловинах-аласах криолитозоны. Новосибирск: Наука. 323 с.
- [10]Никитин Б.А. 1999. Метод определения гумуса почвы // *Агрохимия*. № 5. С. 91–93.
- [11]Агрохимические методы исследования почв. 1975. М.:Наука. 656 с.
- [12]Галстян А.Ш. 1978. Определение активности ферментов почв. Ереван: Айастан. 55 с.
- [13]Данилова А.А. 2017. Оценка детоксикационной активности черноземов в агроценозах // *Агрохимия*. №8. С.109-114.
- [14]Danilova A.A., Danilov P.P., Savvinov G.N., Gavrilova L.D., Petrov A.A., Alekseev G.A. 2013. Changes in Properties of Alas Soils in Central Yakutia Caused by Pasture Degradation//*Arid Ecosystems*. Vol. 3. No. 4. PP.. 205–211.
- [15]Абатуров Б.Д., Кулакова Н.Ю. 2010. Роль выпаса животных и степных палов в круговороте азота и зольных элементов в степных пастбищных экосистемах // *Аридные экосистемы*. Т. 16. № 2 (42). С. 54-64.
- [16]Danilova A.A., Savvinov G.N., Gavrilova L.D., Danilov P.P., Ksenofontova M.I., Petrov A.A. 2017. Short-Term Exclusion of Degraded Pasture in the Permafrost Zone: Aspects of Soil Microbial Community // *Arid Ecosystems*. Vol. 7. No. 3. PP. 184–190.

## Часть 7 Мониторинг водных ресурсов и качества Part 7 Water Resource and Quality Monitoring

### Основная глава 7.1 Водные ресурсы и использование Main Chapter 7.1 Water Resources and Utilisation

#### Chapter II/71: HYDROGEOLOGY OF ROCK GLACIERS - STORAGE CAPACITY AND DRAINAGE DYNAMICS - AN OVERVIEW

#### Глава II/71: Гидрогеология каменных глетчеров: емкость и динамика стока. Обзор

Gerfried Winkler\*<sup>1</sup>; Thomas Wagner<sup>1</sup>; Karl Krainer<sup>2</sup>; Markus Ribis<sup>3</sup>; Stefan Hergarten<sup>4</sup>

DOI 10.25680/8822.2018.82.81.168

\*Email: [gerfried.winkler@uni-graz.at](mailto:gerfried.winkler@uni-graz.at)

1. Institute of Earth Sciences, NAWI Graz Geocenter, University of Graz, Heinrichstr. 26, 8010 Graz, Austria

2. Institute of Geology, University of Innsbruck, Innrain 52, 6020 Innsbruck, Austria

3. geo.zt gmbh – poscher beratende geologen, Saline 17, 6060 Hall in Tirol, Austria

4. Institut für Geo- und Umweltnaturwissenschaften, University of Freiburg, Albertstr. 23B, 79104 Freiburg

**ABSTRACT.** Recent studies show that climate warming has a significant impact on the hydrology of permafrost areas in mountain ranges, particularly on rock glaciers. Degradation of permafrost ice in intact rock glaciers and the transformation into relict rock glaciers is expected to increase the storage capacity and thus change their discharge pattern. Peak discharges during snowmelt and summer thunderstorms become less pronounced, while discharges during winter period increase. These processes are increasingly important also for local water resources management when relict rock glaciers are considered as reservoirs for drinking water. However, a number of problems remain still unsolved and further interdisciplinary research including e.g. dye tracer tests, isotope studies, permafrost ice and water chemistry and geophysical investigations is needed to better understand the hydro (geo)logical processes in alpine landforms such as intact and relict rock glaciers and their impact on alpine catchments.

**Резюме.** Недавние исследования показывают, что потепление климата оказывает существенное воздействие на гидрологию горных районов с многолетней мерзлотой, особенно на каменные глетчеры. Ожидается, что деградация мерзлоты в существующих каменных глетчерах и превращение в реликтовые каменные глетчеры увеличит емкость и, таким образом, изменит динамику расхода подземных вод. Пики расхода во время снеготаяния и летних грозных дождей становятся менее выраженными, в то время как расход в зимний период возрастает. В случаях, когда реликтовые каменные глетчеры рассматриваются как источники питьевой воды, эти процессы становятся более важными также для управления местными водными ресурсами. Однако ряд проблем остаются нерешенными, и для лучшего понимания гидро(гео)логических процессов в таких формах высокогорного рельефа, как существующие и реликтовые каменные глетчеры, и их воздействия на высокогорные водосборы необходимы дальнейшие междисциплинарные исследования, включая, например, применение красителей, изотопные, гидрохимические и геофизические исследования.

**KEYWORDS:** landscape, alpine catchment, rock glacier, mountain permafrost, sampling method, groundwater flow in alpine regions, storage capacity

Ключевые слова: ландшафт, альпийский водосбор, горный ледник, горная вечная мерзлота, метод отбора проб, поток подземных вод в альпийских районах, емкость

#### INTRODUCTION

A large volume of water is stored in form of snow and ice in alpine headwaters [e.g. 1] where climate warming causes shrinkage of glaciers, degradation of permafrost and significant changes in the storage capacity of related landforms and sediment accumulations. The glacier volume loss in e.g. the European Alps has been quantified to be about 50% of their total volume between 1850 and around 1975, further 25% of the remaining amount up to 2000 and another 10-15% till 2005 [2]. The permafrost-affected area in the European Alps (estimated area of about 6200 km<sup>2</sup> with an permafrost index  $\geq 0.5$ ) is roughly three times larger compared to glaciated areas [3], meaning that a relevant amount of water is also stored as

permafrost ice in periglacial landforms. The most prominent permafrost-affected landforms are rock glaciers (RG) (Fig.1) which can be morphologically distinguished into intact and relict ones [e.g. 4]. Intact rock glaciers are a mixture of debris and ice. They can be further subdivided into active rock glaciers moving gravitationally downwards and inactive rock glaciers where no movement occurs at the moment. Relict rock glaciers contain no permafrost-ice any more.

Rock glaciers occur worldwide in cold regions, in particular in mountain ranges, and are considered to be important markers for permafrost distribution and paleoclimate research [e.g. 5, 6]. During the last decades rock glacier inventories of mountain ranges were compiled using remote sensing methods such as digital elevation models (DEM) with different horizontal resolutions, satellite imagery and photogrammetry. Inventories from numerous mountain ranges are known from all over the world listed by e.g. [7]. In particular in recent years air-borne laser scan (LIDAR) data, yielding DEMs with a very high horizontal resolution of 1 or 2 m, support the identification of rock glaciers in particular in areas with extensive vegetation cover [e.g. 8, 9, 10].

The hydrological importance of rock glaciers was highlighted by several studies conducted in various mountain ranges [e.g. 8, 11, 12, 13, 14]. Considering the storage capacity of rock glaciers recent results highlight the relevant impact of rock glaciers on the hydrology of alpine catchments and its downstream river systems [13, 15].

The objective of this paper is to give an overview of the present state of research related to the hydro(geo)logy of rock glaciers in alpine catchments, their storage capacity and drainage mechanisms. Existing conceptual models of rock glaciers as aquifers will be presented, also including the impact of these landforms on downstream river systems.

## **ROCK GLACIERS - AQUIFERS AND THEIR INTERNAL STRUCTURE**

Different methods were applied during the last decades to characterize the storage capacity and flow dynamics of intact rock glaciers in alpine catchments. The results lead to a conceptual model of the internal structure of rock glaciers (Fig.2) and their role as an aquifer. Moreover, their impact on downstream river systems is considered (see next chapter).

The hydrological relevance of intact rock glaciers in alpine catchments was already shown by Corte [16] in the Andes in dry and semi-dry climate zones more than 40 years ago. Additional studies in the Andes support these findings and confirm intact rock glaciers as very important water storages [11, 14, 17] being even more important than glaciers in some regions [11].

Gardner & Bajewsky observed at the intact Hilda rock glacier in the Canadian Rocky Mountains a similar daily maximum discharge as at an adjacent glacier, but with a more damped daily discharge range [18]. They concluded that the debris cover of rock glaciers insulates the ice from direct meteorological factors such as air temperature or solar radiation. Tracing techniques were already applied by Tenthorey (1992) at three intact rock glaciers in the Upper Val de Réchy in Switzerland to identify different flow components depending on the size and degree of activity of the rock glaciers [19]. Two rock glaciers showed rapid superficial flow and one has slow interstitial flow. Krainer & Mostler investigated three intact rock glaciers in the Austrian Alps detecting that a majority of the runoff was derived from snowmelt and precipitation during the peak melt season and summer thunderstorms, respectively [20]. Based on higher electrical conductivity values measured at the springs, they concluded that groundwater is more important than melting of internal ice in late summer runoff seasons. Additional investigations with stable isotopes allowed for the differentiation of three flow components (precipitation including snow melt, permafrost ice melt and groundwater) in two rock glaciers in the Austrian Alps [13]. Continuous discharge measurements revealed that the discharge of intact rock glacier is characterized by strong seasonal and diurnal variations [20]. Annual discharge of the investigated intact rock glaciers is mainly derived from rainfall and snowmelt and inferiorly by ice-melt and groundwater [20].

Hydrochemical and isotopic methods were applied to separate different flow components of intact rock glaciers in the Colorado Front range [12]. Based on existing models of the drainage of an intact rock glacier [21, 22] a conceptual model of drainage mechanisms of intact rock glaciers was developed. Millar and Westfall [23] and Millar et al. [24] characterized the hydrologic and thermal behavior of rock glaciers and related landforms in the Californian Sierra Nevada (USA).

Information on the internal structure of intact rock glaciers have been derived from geophysical investigations such as seismic refractions, ground penetrating radar (GPR), electromagnetics and gravimetry, and from core drillings [e.g. 4, 25, 26, 27, 28, 29, 30]. Geophysical studies showed that intact rock glaciers are composed of the following layers (Fig.2): (a) unfrozen surface debris layer (active layer), up to several meters thick, underlain by (b) frozen permafrost body composed of either a mixture of debris and ice

(“ice-cemented rock glacier”) or, less common, by a core of pure ice (“ice-cored rock glacier”) up to several tens of meters thick. Between the frozen permafrost body and the bedrock commonly a layer of ice-free, fine-grained sediment (c) is present. This layer is up to more than 10 m thick [28, 29, 30] and is interpreted to be the main aquifer for such landforms. This internal structure was confirmed by core drillings on the active rock glacier Lazaun [25].



**Figure 1** – Active Rock Glacier “Ölgrube-Süd” in Tyrol, Austria. Note the spring at the base of the RG. (Photo: G. Winkler)

Recent investigations on relict rock glaciers confirm three layers but with a layer (b) lacking in any ice content and being characterized by coarse and finer-grained debris [8]. Spring-discharge hydrographs and natural and artificial tracer data suggest a heterogeneous aquifer with this layered internal structure (Fig.2) which was supported by seismic refraction data. Relict rock glaciers represent complex aquifers [8, 31, 32] and based on their fine-grained basal layer they may have a high storage capacity [8]. The high storage is also reflected in a large portion (about 80%) of groundwater relative to event water in the discharge peaks [8].

Some significant differences can be highlighted between intact and relict rock glaciers:

**Intact rock glaciers**

contain a frozen permafrost body, therefore most of the precipitation and snowmelt infiltrates to the surface of the frozen permafrost body causing a very fast flow component (quickflow) and thus pronounced discharge peaks after precipitation events.

In summer the amount of ice-melt and groundwater discharge is very low compared to quickflow caused by precipitation and snow melt.

In intact rock glaciers the storage capacity for recharged water is much smaller than in relict rock glaciers. Ice-melt and groundwater dominate the discharge during recession periods.

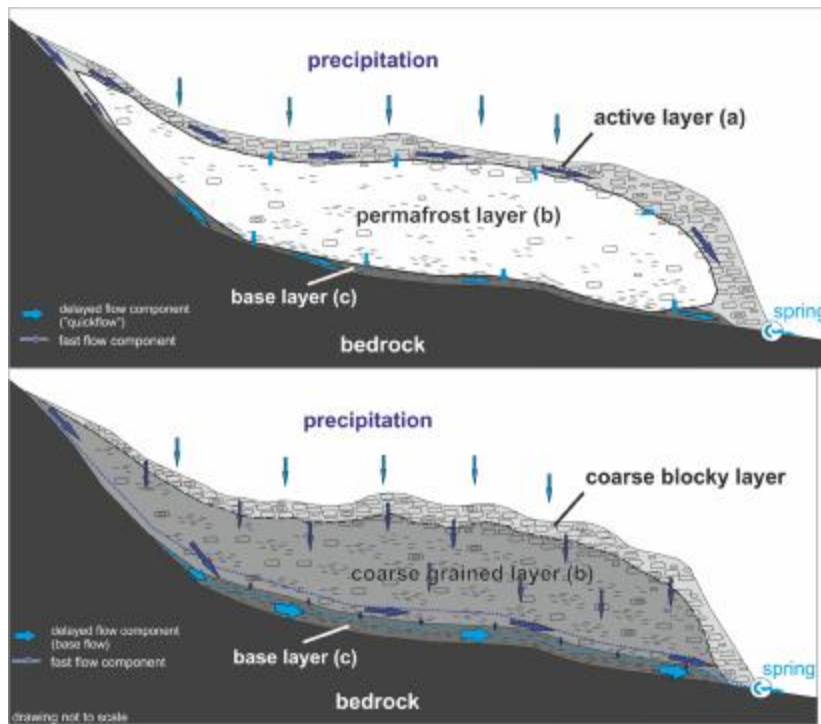
Based on the low storage capacity of intact rock glaciers, they are characterized by a very low to absent discharge in winter.

Relict rock glaciers do not contain permafrost ice anymore and most of the snow melt and precipitation infiltrates into the whole debris body causing less pronounced discharge peaks after precipitation events in summer. have a high storage capacity which is bound on a pronounced fine-grained basal layer.

Most of the drained water during and after a precipitation event is groundwater and the minor amount is event water.

provide some discharge during winter due to the high storage capacity.





**Figure 2** – water flow through rock glaciers a) intact rock glacier (modified after [21, 22]) and b) relict rock glacier (modified after [8])

### IMPACT ON ALPINE HYDRO(GEO)LOGY

In addition to the conceptual models of drainage mechanisms and flow components of rock glaciers a few studies focused on the impact of rock glaciers on downstream runoff. Corte (1976) could already show that the annual rock glacier runoff share is higher than the annual glacier runoff share of the Cuevas River in the Mendoza Andes of Argentina (56 % vs. 44 %) [16]. Additional insights of the impact of rock glaciers on the hydrology downstream were given by Geiger et al. [33]. They examined summer runoff from two basins in the La Sal Mountains, Utah, a catchment in which intact rock glaciers are absent, and one in which intact rock glaciers are present. They could show that alpine drainage basins with intact rock glaciers display greater surface runoff and higher flood peaks than drainage basins that lack these landforms. Based on the conceptual model of the drainage mechanisms of relict rock glaciers [8], Wagner et al. [15] investigated the impact of relict rock glaciers on downstream runoff applying a lumped-parameter rainfall-runoff model in the Austrian Alps. Their findings suggest that the daily contribution reaches more than four times the areal share of the rock glacier catchments. Recently, Rogger et al. [34] investigated the flow paths and the hydrological response in a 5 km<sup>2</sup> large alpine catchment in the Austrian Alps, and their changes resulting from a loss of permafrost ice in four types of hillslopes (talus, rock glaciers, Little Ice Age (LIA) till, pre-LIA till). Their research results indicate that complete disappearance of permafrost ice will reduce flood peaks and increase runoff during recession. This result agrees to [33] and further highlights the potential storage capacity (and buffer function) of relict rock glaciers.

### CONCLUSIONS

1. The presented brief overview highlights the importance of rock glaciers not only as markers of the former and present permafrost distribution but also as aquifers with a relevant impact on the hydrology of alpine catchments.
2. Due to climate warming the permafrost distribution in alpine areas is expected to change in the future. Thus, a process-based understanding of the storage behavior and the drainage mechanisms of these landforms is crucial for prognosis of expected changes of the hydrology in alpine catchments and the related water resources management in these sensitive ecosystems.
3. However, there are still some research questions and perspectives such as:  
 Better quantification of the amount of ice stored in intact rock glaciers (core drillings, geophysics).  
 Quantification of outflow components of intact rock glaciers and their temporal variability.  
 Drainage pattern within rock glaciers.  
 Thermal behavior of the surface debris layer and permafrost body as base for process-based understanding of permafrost ice-melting, preservation or even build-up.

Ice volume changes related to melting of permafrost ice in relation to volume added by e.g. snow avalanches.

How much permafrost ice is formed by refreezing of infiltrating water during the cold season (winter)?

## REFERENCES

- [1] Stewart, I. T. 2009. Changes in snowpack and snowmelt runoff for key mountain regions. *Hydrological Processes* 23(1), 78-94.
- [2] Haeberli, W., Hoelzle, M., Paul, F., Zemp, M. 2007. Integrated monitoring of mountain glaciers as key indicators of global climate change: the European Alps. *Annals of Glaciology* 46(1), 150-160.
- [3] Boeckli, L., Brenning, A., Gruber, S., Noetzi, J. 2012. Permafrost distribution in the European Alps: calculation and evaluation of an index map and summary statistics. *The Cryosphere* 6(4), 807-820.
- [4] Barsch, D. 1996. Rock glaciers: indicators for the present and former geocology in high mountain environments. *Springer Series in Physical Environment* 16. Springer, Berlin.
- [5] Hughes, P.D., Gibbard, P.L., Woodward, J.C. 2003. Relict rock glaciers as indicators of Mediterranean palaeoclimate during the Last Glacial Maximum (Late Würmian) in northwest Greece. *Journal of Quaternary Science* 18(5), 431-440.
- [6] Paasche, Ø., Dahl, S.O., Løvlie, R., Nesje, A. 2007. Rock glacier activity during the last glacial-interglacial transition and Holocene spring snow melting. *Quaternary Science Reviews* 26, 793-807.
- [7] Onaca, A., Ardelean, F., Urdea, P., Magori, B. 2017. Southern Carpathian rock glaciers: Inventory, distribution and environmental controlling factors. *Geomorphology* 293, 391-404.
- [8] Winkler, G., Wagner, T., Pauritsch, M., Birk, S., Kellerer-Pirklbauer, A., Benischke, R., Leis, A., Morawetz, R., Schreilechner, M.G., Hergarten, S. 2016. Identification and assessment of groundwater flow and storage components of the relict Schöneben Rock Glacier, Niedere Tauern Range, Eastern Alps (Austria). *Hydrogeology Journal* 24(4), 937-953.
- [9] Colucci, R.R., Boccali, C., Žebre, M., Guglielmin, M. 2016. Rock glaciers, protalus ramparts and pronival ramparts in the south-eastern Alps. *Geomorphology* 269, 112-121.
- [10] Scotti, R., Brardinoni, F., Alberti, S., Frattini, P., Crosta, G.B. 2013. A regional inventory of rock glaciers and protalus ramparts in the central Italian Alps. *Geomorphology* 186, 136-149.
- [11] Azócar, G.F., Brenning, A. 2010. Hydrological and geomorphological significance of rock glaciers in the dry Andes, Chile. *Permafrost and Periglacial Processes* 21(1), 42-53.
- [12] Williams, M. W., Knäuf, M., Caine, T.N., Liu, F., Verplanck, P. 2006. Geochemistry and source waters of rock glacier outflow, Colorado Front Range. *Permafrost and Periglacial Processes* 17, 13-33.
- [13] Krainer, K., Mostler, W., Spötl, C. 2007. Discharge from active rock glaciers, Austrian Alps: a stable isotope approach. *Austrian Journal of Earth Sciences* 100, 102-112.
- [14] Ramagecroft, S., Harrison, S., Anderson, K. 2015. Rock glaciers as water stores in the Bolivian Andes: An assessment of their hydrological importance. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 47(1), 89-98.
- [15] Wagner, T., Pauritsch, M., Winkler, G. 2016. Impact of relict rock glaciers on spring and stream flow of alpine watersheds: Examples of the Niedere Tauern Range, Eastern Alps (Austria). *Austrian Journal of Earth Sciences* 109(1), 84-98.
- [16] Corte, A.E. 1976. Rock glaciers. *Biuletyn Peryglacjalny* 26, 175-197.
- [17] Schrott, L. 1996. Some geomorphological-hydrological aspects of rock glaciers in the Andes (San Juan, Argentina). *Zeitschrift für Geomorphologie (Supplement 104)*, 161-173.
- [18] Gardner, J. S., and Bajewsky, I., 1987. Hilda rock glacier stream discharge and sediment load characteristics, Sunwapta Pass area, Canadian Rocky Mountains. In: Giardino, J. R., Shroder, J. F. Jr., Vitek, J. D. (eds.), *Rock Glaciers*. London: Allen & Unwin, 161-174.
- [19] Tenthorey, G. 1992. Perennial névés and the hydrology of rock glaciers. *Permafrost and Periglacial Processes* 3, 247-252.
- [20] Krainer, K., Mostler, W. 2002. Hydrology of active rock glaciers: examples from the Austrian Alps. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 34, 142-149.
- [21] Giardino, J.R., Vitek, J.D., Demorett, J.L. 1992. A model of water movement in rock glaciers and associated water characteristics. In: Dixon, J.C., Abrahams, A.D. (eds.), *Periglacial Geomorphology*. Wiley, Chichester, 159-184.
- [22] Burger, K.C., Degenhardt, J.J., Giardino, J.R. 1999. Engineering geomorphology of rock glaciers. *Geomorphology* 31, 93-132.
- [23] Millar, C.I., Westfall, R.D. 2008. Rock glaciers and related periglacial landforms in the Sierra Nevada, CA, USA; inventory, distribution and climatic relationships. *Quaternary International* 188 (1), 90-104.

- [24]Millar C.I., Westfall R.D., Delany D.L. 2013. Thermal and hydrologic attributes of rock glaciers and periglacial talus landforms: Sierra Nevada, California, USA. *Quaternary International* 310, 169-180.
- [25]Krainer, K., Bressan, D., Dietre, B., Haas, J.N., Hajdas, I., Lang, K., Mair, V., Nickus, U., Reidl, D., Thies, H., Tonidandel, D. 2015. A 10,300-year-old permafrost core from the active rock glacier Lazaun, southern Ötztal Alps (South Tyrol, northern Italy). *Quaternary Research* 83(2), 324-335.
- [26]Croce, F.A. & Milana, J.P. 2002. Internal structure and behaviour of a rock glacier in the Arid Andes of Argentina. *Permafrost and Periglacial Processes* 13, 289-299.
- [27]Haeberli, W., Hallet, B., Arenson, L., Elconin, R., Humlum, O., Kääb, A., Kaufmann, V., Ladanyi, B., Matsuoka, N., Springman, S., VonderMühl, D. 2006. Permafrost creep and rock glacier dynamics. *Permafrost and Periglacial Processes* 17, 189-214.
- [28]Hausmann, H., Krainer, K., Brückl, E., Ullrich, C. 2012. Internal structure, ice content and dynamics of Ölgrube and Kaiserberg rock glaciers (Ötztal Alps, Austria) determined from geophysical surveys. *Austrian Journal of Earth Sciences* 105(2), 12-31.
- [29]Krainer, K., Lang, K., Hausmann, H. 2010. Active rock glaciers at Croda Rossa/Hohe Gaisl, Eastern Dolomites (Alto Adige/South Tyrol, Northern Italy). *Geografia Fisica e Dinamica Quaternaria* 33, 35-36.
- [30]Krainer, K., Mussner, L., Behm, M., Hausmann, H. 2012. Multi-disciplinary investigation of an active rock glacier in the Sella Group (Dolomites; Northern Italy). *Austrian Journal of Earth Sciences* 105(2), 48-62.
- [31]Pauritsch, M., Birk, S., Wagner, T., Hergarten, S., Winkler, G. 2015. Analytical approximations of discharge recessions for steeply sloping aquifers in alpine catchments. *Water Resources Research* 51(11), 8729-8740.
- [32]Pauritsch, M., Wagner, T., Winkler, G., Birk, S. 2017. Investigating groundwater flow components in an Alpine relict rock glacier (Austria) using a numerical model. *Hydrogeology Journal* 25(2), 371-383.
- [33]Geiger, S.T., Daniels, J.M., Miller, S.N., Nicholas, J.W. 2014. Influence of rock glaciers on stream hydrology in the La Sal Mountains, Utah. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 46(3), 645-658.
- [34]Rogger, M., Chirico, G.B., Hausmann, H., Krainer, K., Brückl, E., Stadler, P., Blöschl, G. 2017. Impact of mountain permafrost on flow path and runoff response in a high alpine catchment. *Water Resource Research* 53, 1288-1308.

**Глава II/72: ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ РЕСПУБЛИКИ ТАДЖИКИСТАН И ПУТИ ИХ  
РАЦИОНАЛЬНОГО УПРАВЛЕНИЯ И ИСПОЛЬЗОВАНИЯ**  
**Chapter II/72: Water Resources of the Republic of Tajikistan and Ways of their Rational  
Management and Use**

**Исломкул И. Икромов\*, Илхом И. Икромов\*\*, Ф. Икромии\*\*\***

DOI 10.25680/8220.2018.14.64.169

Эл. Почта: \*islom\_58@mail.ru; \*\*ilhom\_0808@mail.ru; \*\*\*firdavsi92\_92@mail.ru

Таджикский аграрный университет им. Шириншоха Шотемур, ул. Рудаки 146, 734003, Душанбе, Таджикистан

**РЕЗЮМЕ.** Республика Таджикистан (РТ), где горная территория занимает 93%, богат водными ресурсами. Территория РТ составляет всего 3,6% площади Центральноазиатских стран, однако, здесь формируется более 55,6% водных ресурсов региона, что составляет около 64 км<sup>3</sup> воды. Водные ресурсы РТ формируются на ледниках, речном стоке, озёрах, водохранилищах и подземных источниках. Главными водными артериями бассейна усыхающего Аральского море являются реки Амударья и Сырдарья. Р. Амударья образуется на юго-западной территории РТ в результате слияния крупных рек Пяндж и Вахш, берущие свое начало на горах республики, и 36 км южнее от места образования в нее впадает р. Кафирниган. Воды р. Зеравшан, берущее своё начало из границ северного Таджикистана полностью разбирается на орошение и, ее воды уже десятки лет не доходят до прежних устьев. Р. Сырдарья берёт своё начало в Ферганской долине, и проходит по северной территории РТ длиной в 185 км. Рекомендуемые мероприятия по рациональному управлению и использованию водных ресурсов, позволяют сохранять нормальное экологическое состояние окружающей среды и агроландшафт территории.

**Abstract.** The Republic of Tajikistan (RT), where the mountainous area occupies 93%, is rich in water resources. The territory of the RT is only 3.6% of the area of the Central Asian countries, however, more than 55.6% of the region's water resources are formed here, which is about 64 km<sup>3</sup> of water. Water resources of the RT are formed on glaciers, river runoff, lakes, reservoirs and underground sources. The main water arteries of the basin of the shrinking Aral Sea are the Amudarya and Syrdarya rivers. R. Amudarya is formed in the south-western territory of the RT as a result of the merger of the large rivers Panj and Vakhsh, originating in the mountains of the republic, and 36 km south of the place of formation. Kafirnigan. Waters r. Zeravshan, originating from the borders of northern Tajikistan, is fully used for irrigation and its waters do not reach the previous estuaries for dozens of years. R. Syrdarya originates in the Fergana Valley, and passes through the northern territory of the RT 185 km in length. The recommended measures for the rational management and use of water resources allow preserving the normal ecological state of the environment and the agricultural landscape of the territory.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** водные ресурсы; источники воды; бассейн реки; водохозяйственный бассейн; ледники; озера; водохранилище; подземные воды; рациональное управление и использование.

**Keywords:** water resources; sources of water; river basins; water basin; glaciers; lakes; reservoir; groundwater; rational management and use.

## **ВВЕДЕНИЕ**

Республика Таджикистан – горная страна. В ней горная часть занимает 93% территории. Она богат водными ресурсами и, по их запасам среди стран независимых государств (СНГ) занимает второе место после Российской Федерации и, входит в первую десятку стран мира, имеющие огромные запасы водных ресурсов. Примерно 30% территории речных бассейнов республики расположены на высоте более 4000 м над уровнем море [1].

Водные ресурсы Центральной Азии формируется, в основном, на горной территории. Последняя занимая несколько более 20% площади бассейна усыхающего Аральского море (350 тыс. кв. км), на ней формируется около 90% поверхностного стока и, в средней по водности год оно составляет 115 млрд. куб. м воды [1].

Территория республики Таджикистан (142,55 тыс. км<sup>2</sup>) составляет несколько более 3,6% площади Центральноазиатских стран (3882 тыс. км<sup>2</sup>) [2], или же она составляет 11,2% площади водных ресурсов региона ЦА. Однако, здесь формируется более 55,6% водных ресурсов, что составляет около 64 куб. км воды и, поэтому ее по праву можно считать основным поставщиком воды Аральского море. Водная поверхность, без учёта площади водотоков, составляет около 7% территории республики, что составляет 9853 кв. км [3].

Водные ресурсы бассейна Аральского море главным образом расположены в пределах двух крупных речных систем – Амударья и Сырдарья. Основной сток дают реки Пяндж, Вахш, Кафирниган и Зеравшан [3, 4], берущие своё начало в горах Таджикистана.

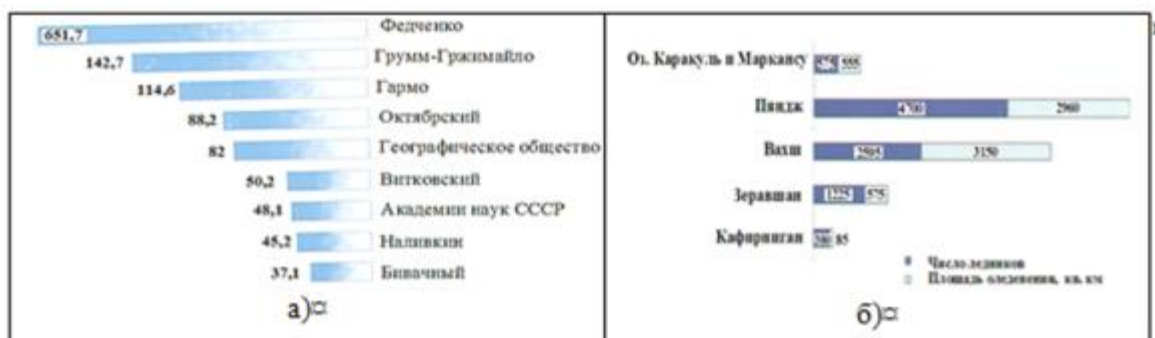
Водные ресурсы имеют огромное значение в развитии различных отраслей народного хозяйства как республики Таджикистан, так и других государств бассейна Аральского море, в том числе сельское хозяйства, промышленность, энергетика, водоснабжение, рыбное хозяйства и др. и, могут иметь ключевое значение в развитии экономики этих стран. Они, даже могут быть гарантом безопасности и политической стабилизации в регионе, так как в мире очень много конфликтов возникают из-за нехватки воды. Например, за последние 50 лет отмечены 507 «водных» конфликтов, 21 раз дело доходило до военных действий [5]. Поэтому, в условиях год от года возрастающего дефицита водных ресурсов, связанного с увеличением спроса на воду обусловленного развитием экономики, демографическим ростом населения и повышением их уровня жизни, рациональное и эффективное их использование, в настоящее время, как никогда, на равне с важным народнохозяйственным значением, имеет важное социальное и политическое значение.

## **КРАТКОЕ СВЕДЕНИЕ ОБ ИСТОЧНИКАХ ВОДЫ В РЕСПУБЛИКЕ ТАДЖИКИСТАН**

Водные ресурсы республики Таджикистан формируется на ледниках, речном стоке, озёрах, водохранилищах и подземных источниках, которые вкратце характеризуется ниже.

**Ледники** являются главными источниками водных ресурсов. В настоящее время в республике насчитывается 8492 ледника, общей площадью 11146 км<sup>2</sup> или 8% территории страны. Водные

ресурсы, содержащиеся в ледниках, составляют порядка  $845 \text{ км}^3$  [6, 7]. Главные ледники, расположенные на территории республики Таджикистан, их площадь, число и распределение площади оледенения (в кв. км) по речным бассейнам, приведены на рис. 1 [3].



**Рис. 1.** Главные ледники Таджикистана (площадь в кв. км.) (а) и, число и распределение площади оледенения по речным бассейнам республики Таджикистан (б)

Анализ рис. 1 показывает, что наиболее крупными ледниками являются ледники Федченко, Грумм-Гржимайло, Гармо и т. д., которые в основном расположены в бассейнах двух крупных рек Таджикистана – Пяндж и Вахш.

Управление, распределение и использование водными ресурсами, как по отраслям экономики республики, так и за её пределами, осуществляются с помощью речной сети. В Таджикистане развита густая речная сеть с ледниково-снеговым и дождевым типами питания. Гидрографическая сеть Таджикистана составляет более 25 тысяч рек общей протяженностью 69,2 тыс. км. Из них 947 рек имеет длину от 10 до 100 км и 16 рек – от 100 до 500 км, общей длиной свыше 28500 км (рис. 2) [4]. Речная сеть Таджикистана делится на две водохозяйственные бассейны (ВХБ): Амударынский и Сырдарынский. В Амударынский ВХБ входят реки Пяндж, Вахш и Кафирниган с крупными и малыми притоками, а в Сырдарынский ВХБ – река Сырдарья со всеми её притоками. Воды реки Зеравшан, последние десятилетия не доходит до прежних её устьев – р. Амударья, так как она полностью разбирается на орошение земель, в основном Самаркандского и Бухарского оазисов.

Поверхностный сток местами превышает 45 л/с/кв. км. Наибольший расход воды в реках наблюдается в июне-августе – в период максимального таяния снего-ледовых запасов в горах, что очень хорошо совпадает с вегетационным периодом сельскохозяйственных культур, особенно с периодом максимального их водопотребления [1].

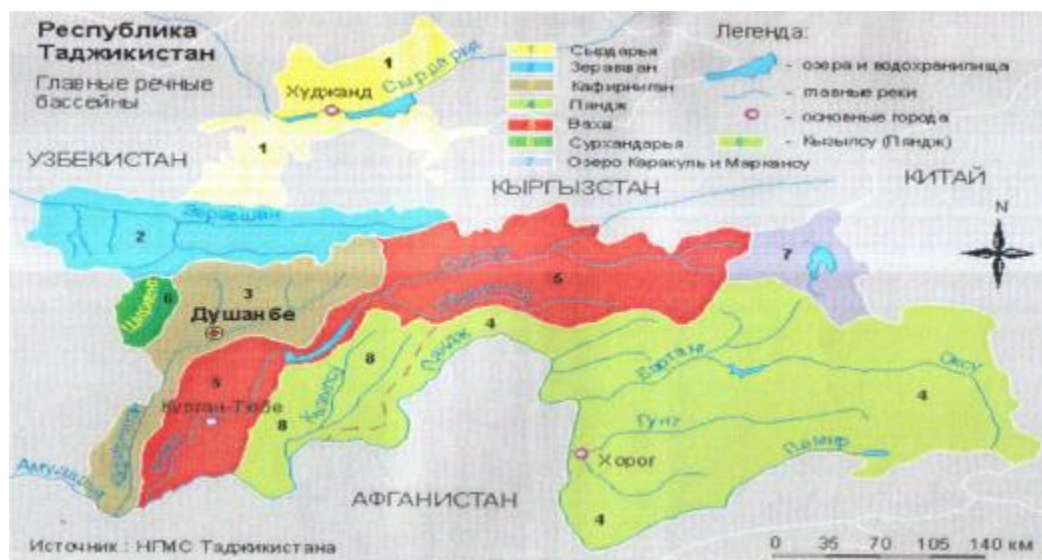
Река Пяндж (рис. 2) расположена на южной границе Республики Таджикистан и является государственной границей между странами независимых государств (СНГ) и Исламской Республикой Афганистан (ИРА). По длине (921 км), по площади водосбора (114000 кв. км) и по объёму стока (32,1 куб. км) р. Пяндж является самой крупной на территории республики. Она имеет 494 притоков с общей длиной 11590 км. Истоком реки принято считать место слияния рек Памир (справа) и Вахандарья (слева) и, является ледниково-снегового питания. Среднегодовой расход и объём годового стока реки соответственно равняются: 1020 куб. м/с и 32,1 куб. км [1, 3].

Река Вахш (рис. 2) расположена в основном в пределах Центрального и Северо-Восточного частей республики Таджикистан. Она, протекая к юго-западным границам сливается с р. Пяндж и образует наиболее крупную реку Центральной Азии – Амударья. Истоком реки Вахш принято считать слияние рек Кизилсу (Алай) и Муксу, площадь водосбора которых составляет 15390 кв. км. Река, до слияния с ней левой ветки – р. Обихингоу, называется Сурхоб. Длина реки Вахш равняется 524 км, а вместе с р. Кизилсу (Алай) 786 км, а общая площадь водосбора – 39100 кв. км. Река Вахш относится в основном к снегово-ледниковому питанию. Но, однако, на её питания также влияют подземные источники и атмосферные осадки в виде дождя [1]. Среднегодовой (1960-2011 гг., гидропост «Дарбанд») расход и годовой объём стока воды р. Вахш составляют соответственно 607 куб. м/с и 28552 млн. куб. м [1].

Река Кафирниган (рис. 2), которая в верховье называется р. Обисафед выходит из абсолютной высоты 3280 м склонов западного горного хребта Каратегин. Она по длине (387 км), и по водности (160 куб. м/с) является относительно крупным правым притоком р. Амударья, в котором сли-



вается 36 км ниже от места ее образования – слияния рек Вахш и Пяндж. Общая площадь водосбора бассейна р. Кафирниган составляет 11600 кв. км, а горная её часть – 8070 кв. км, или 70 % площади бассейна. В бассейне р. Кафирниган встречаются реки, имеющие различные типы водного питания. В общем, река питается (в % от среднегодового стока) подземными водами (30%), ледниками (8%), снегами (58%) и дождями (4%). В годы средней по водности объём годового стока и среднегодовой расход воды (гидропост «Тортки») составляют соответственно 5,2 куб. км и 164,6 куб. м/с. [1].



**Рис. 2.** Главные речные бассейны республики Таджикистан

Река Зеравшан (рис. 2) в прошлом являлась наиболее крупным правым притоком Амударьи. В настоящее время, из-за забора огромного количества воды на орошение, воды этой реки не доходят до её прежних устьев. Она является ледниково-снегового питания. Река берёт своё начало из границ северного Таджикистана и её бассейн расположен между Туркистанским и Гиссарским горными хребтами. Длина реки составляет 877 км, а площадь водосбора – 12,3 тыс. кв. км [1, 3].

Река Сырдарья берёт своё начало в Ферганской долине, с места слияния рек Нарын и Карадарья. По водности р. Нарын в два раза превышает Карадарья, поэтому Сырдарья по расходу воды практически является продолжением р. Нарын, а Карадарья – левым её притоком. Общая длина Сырдарьи равняется 2212 км, а с истока р. Нарын – 3019 км. Общая площадь бассейна Сырдарьи – 444 тыс. кв. км, а общая площадь водосбора – 219 тыс. кв. км. Границ бассейна относится к четырём государствам – Кыргызстан, Узбекистан, Таджикистан и Казахстан. На территории Таджикистан Сырдарья имеет длину 185 км [1].

В Таджикистане зарегистрировано 1449 озёр с общей площадью зеркала более 705 кв. км. Наиболее крупные из них приведены на рис. 3. В них аккумулируется более 46,3 куб. км воды, из которых более 20 куб. км является чистой питьевой.

В республике построены, и эксплуатируются 9 водохранилищ, в том числе: Кайраккум, Нурек, Байпаза, Каттасай, Муминабад, Сельбур, Сарбанд, Дагана и Фархад. Наиболее крупными из них являются Кайраккум в северной части и, Нурек – в средней части Таджикистана (табл. 1). Общая площадь зеркала воды в них 664 кв. км с общим объёмом 15,344 куб. км, в том числе полезной – 7,63 куб. км, что составляет 13% среднегодового объёма воды бассейна Аральского море [1, 3].

Водоохранилища используются в целях энергетики, ирригации, водоснабжения, рыбоводство, рекреация. Другим важным назначением водохранилища является защита населенных пунктов, промышленно-гражданское, сельскохозяйственные и другие предприятия от селевых потоков.

Немаловажной составляющей водных ресурсов республики Таджикистан, как отмечалась выше, являются подземные воды. Они играют важную роль в питьевом и сельскохозяйственном водоснабжении и, также используется для орошения и обводнения пастбищ. Подземные воды бассейна Аральского море формируются за счёт осадков, фильтрации из водоёмов, речных русел, озёр, оросительных каналов и коллекторов и, орошаемых полей. В целом на территории бассейна Аральского море разведаны и утверждены к использованию воды 339 месторождений. Общие



региональные запасы подземных вод оценены в 31,17 куб. км, из которых 14,7 куб. км находятся в бассейне Амударьи и 16,4 куб. км - в бассейне Сырдарьи [1].

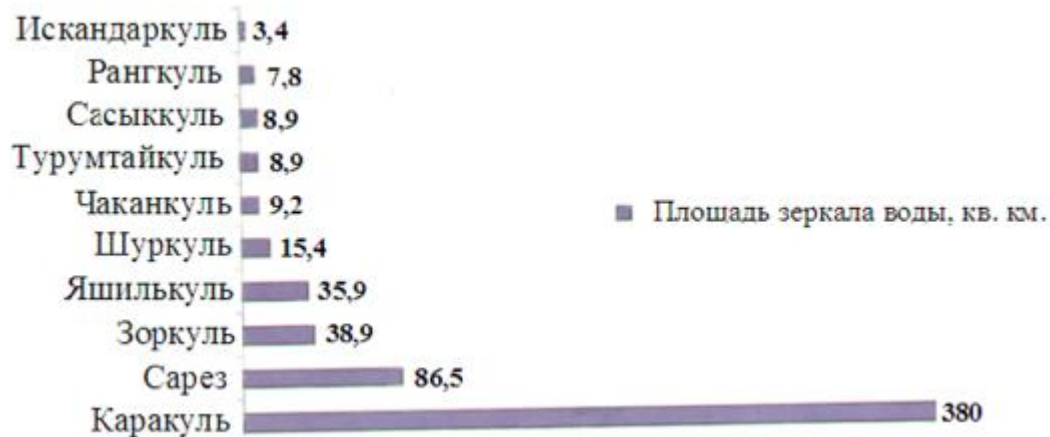
По последним данным, в Таджикистане, ресурсы подземных вод с минерализацией менее 1 г/л оценено в количестве более 18,7 куб. км/год, а эксплуатационные запасы составляют 2-3 куб. км/год [7, 8]. Они распространены, как по территории республики, так и по глубине, весьма неравномерно и, колеблются в пределах глубин от 1 до 100 метров и более и, используются в основном для нужд хозяйственно-питьевого водоснабжения, производственно-технических целей и орошение земель в объёме до 6500 тыс. куб. м/сут. Запасы подземных вод в основном расположены в бассейнах рек Вахш, Сырдарья и Кафирниган [1, 3].

На территории республики выявлены более 200 источников подземных минеральных вод. К более известным таким источникам относятся: Шаамбари, Анзоб, Файзабад, Истарашан. Из источников подземных термальных и лечебных вод можно назвать таких источников, как Хаватаг, Табашар, Адрасман, Явраз, Каратаг, Бабатаг, Гарм-чашма, Айвадж, Бахмиер, Эллис и др. Возле некоторых этих источников построены санатории и дома отдыха [3].

Таким образом, общий объём запасов водных ресурсов по основным источникам республики Таджикистан приведен в табл. 2.

**Таблица 1.** Наиболее крупные водохранилища Таджикистана

| Название водохранилища | Площадь зеркала воды, кв. км. | Объём, млн. куб. м |
|------------------------|-------------------------------|--------------------|
| Кайраккум              | 520,0                         | 4160               |
| Нурек                  | 106,0                         | 10500              |
| Муминабад              | 3,4                           | 30                 |
| Селбур                 | 2,3                           | 20                 |



**Рис. 3.** Наиболее крупные озера Таджикистана

Анализ таблицы 2 показывает, что общий объём запасов водных ресурсов по основным источникам республики Таджикистан равняется приблизительно 990 куб. км. Кроме этого ввиду того, что рельеф республики Таджикистан, состоящий из гор, предгорий и холмов с большими уклонами способствует формированию и сбросу в реки больших объёмов возвратных вод, которого составляет порядка 3,5-4,0 км<sup>3</sup>/в год из которых 3,0 км<sup>3</sup> составляют дренажные возвратные воды с орошаемых земель, 0,50 км<sup>3</sup> бытовые и промышленные стоки [7].

Следует отметить, что основным потребителем водных ресурсов является сельское хозяйство и, около 90% забираемая из источников вода расходуется именно в этой отрасли. Из общего эксплуатационного объёма водных ресурсов (11,5 куб. км), в разных отраслях народного хозяйства, ежегодно расходуется следующим образом: на орошение 9,059 куб. км; питьевое водоснабжение

0,431 куб. км; сельское водоснабжение 0,609 куб. км; промышленность 0,921 куб. км; рыбоводство 0,459 куб. км и в других отраслях 0,022 куб. км [9].

**Таблица 2.** Водные ресурсы основных водоисточников Таджикистана [9]

| №№ пп. | Название водоисточника   | Количество | Объём запаса, куб. км |
|--------|--------------------------|------------|-----------------------|
| 1      | Реки, длиной более 10 км | 947        | 67                    |
| 2      | Ледники                  | 8492       | 845                   |
| 3      | Озёр                     | 1300       | 44                    |
| 4      | Водоохранилище           | 9          | 15,3                  |
| 5      | Подземные воды           |            | 18,7                  |
|        | Итого:                   |            | 990                   |

Рациональное использование водных ресурсов, особенно в сельском хозяйстве, позволяет значительно экономить её запасы. Это зависит, прежде всего, от технического состояния оросительных систем, в частности оросительной, водосборно-сбросной и коллекторно-дренажной сетей и, гидротехнические сооружения на них; от применяемого технологии и техники орошения сельскохозяйственных культур; от оснащённости гидромелиоративных сооружений современными водомерными приборами и устройствами и, водораспределительными сооружениями; от квалификации обслуживающего персонала; от культуры водо- и землепользования и т.д.

Практика применения оросительных систем в республике показывает, что на данный момент из-за низкого технического их состояния, низкого уровня оснащённости водомерными приборами, несовершенство применяемой технологии и техники орошения, низкой культуры водо- и землепользования, и т.д. около 40% вода, забираемого из водоисточников, теряются [10]. Потери воды происходит, в основном: в результате фильтрации аз оросительных и водосборно-сбросных каналов; просачивание на поле за пределы необходимого зоны увлажнения; вынужденного сброса из временных оросителей и т.д., что приводит к подъему уровня грунтовых вод, ухудшению состояние окружающей среды и агроландшафт территории.

Таким образом, обобщая вышеизложенное, можно заключить что:

- общий запас водных ресурсов в республике Таджикистан приблизительно составляет 990 км<sup>3</sup>;
- рациональное использование водных ресурсов, особенно в сельском хозяйстве, способствует значительной экономии оросительной воды, используя которого можно расширить орошаемую площадь без увеличения объёма забираемого воды из водоисточников. Кроме того, оно позволяет также сохранять нормальное экологическое состояние окружающей среды ландшафт территории.

## **ЗАКЛЮЧЕНИЕ**

Для рационального управления и использования водных ресурсов, которые позволяют сохранять нормальное экологическое состояние окружающей среды и агроландшафт территории рекомендуется:

1. Повысить техническое состояние существующих оросительных систем, в частности оросительных, водосборно-сбросных и коллекторно-дренажных сетей путём их очистки и реконструкции и, ремонт или замены гидротехнические сооружения на них;
2. Оснащение оросительных систем, особенно внутривладельческих сетей и временных оросителей, соответствующими современными сооружениями, устройствами и приборами по вододелиению и водоучету, которые могут способствовать повышению их КПД и коэффициента использования воды;
3. Применение более современных водосберегающих и почвозащитных способов, технологий и техники орошения сельскохозяйственных культур, основанное на малообъемные орошения;
4. Повышение квалификации обслуживающего персонала, культуры водо- и землепользования.

## **ЛИТЕРАТУРА**

[1]Тохилов И. Г. Источники воды республики Таджикистан. Книга 1. Реки. (на таджикском языке) Душанбе – 1998, -200с.

- [2] Интернет ресурс. Режим доступа: <http://www.meteo.tj/files/doc/glaciers.pdf>
- [3] Салимов Т. Таджикистан страна истоков вод. Душанбе – 2002, -56с.
- [4] Реки и озера Таджикистана / Государственное учреждение по гидрометеорологии КООС при Правительстве РТ, Душанбе, 2008, -27с.
- [5] Интернет ресурс. Режим доступа: <http://www.vigorconsult.ru/resources/vodnyie-konfliktyi-geopoliticheskaya-situatsiya-v-regionah-mira/>
- [6] Ледники Таджикистана / Главное управление по гидрометеорологии и наблюдениям за природной средой Министерства охраны природы РТ, Душанбе – 2003, -34с.
- [7] Программа реформы водного сектора Таджикистана на период 2016-2025годы / Утвержден постановлением Правительства РТ от 30 декабря 2015 года, №791.
- [8] Интернет ресурс. Режим доступа: <https://rus.ozodi.org/a/25265508.html>
- [9] Икромов И.И., Джан Хуйфан Водные ресурсы Республики Таджикистан и пути их рационального использования / «Кишоварз» (Земледелец). Вестник Тадж. Аграр. Университ., 2012, № 3 (дополнит.), -С.36-38.
- [10] Икромов И.И., Мирзоев М.М. Ирригационно-хозяйственные условия и их влияния на мелиоративное состояние орошаемой территории Вахшской долины / Вестник Таджикской Академии сельскохозяйственных наук РТ, №2 (44), 2015, -С.24-29.

### Глава II/73: ПРОГНОЗ ИЗМЕНЕНИЯ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ БЕЛАРУСИ С УЧЕТОМ ИЗМЕНЕНИЯ КЛИМАТА

#### Chapter II/73: Forecast of Changes in Water Resources of Belarus with Consideration of Climate Change

Александр А. Волчек\*<sup>1</sup>; Владимир Н. Корнеев<sup>2</sup>; Сергей И. Парфомук<sup>1</sup>

DOI 10.25680/4641.2018.49.65.170

\*Эл. Почта: [volchak@tut.by](mailto:volchak@tut.by)

1. Брестский государственный технический университет, ул. Московская 267, 224017, Брест, Беларусь
2. Центральный научно-исследовательский институт комплексного использования водных ресурсов, ул. Славинского 1, корпус 2, 220086, Минск, Беларусь

**РЕЗЮМЕ.** Для разработки прогнозов изменения водных ресурсов Беларуси выполнена оценка их изменения за период с 1961 года по настоящее время. В среднем по стране произошло незначительное увеличение стока за счет бассейнов рек Западная Двина, северной и северо-восточной части бассейна реки Днепр. Увеличилась неравномерность изменений стока по территории Беларуси. Отмечено внутригодовое перераспределение стока в период с 1961 по 2015 годы. Прогноз стока на период до 2035 года показал возможность резкого различия между северной и южной частью республики, между малыми и большими реками. При незначительном изменении среднегодового стока выявлены большая неравномерность и различные направления изменений внутри года. Особенно значительно может изменяться сток в летние месяцы на юге Беларуси. Вместе с тем для севера Беларуси прогнозируются не столь значительные изменения стока, как для юга.

**Abstract.** To develop forecasts of changes in water resources of Belarus the analysis of their changes over the period from 1961 to the present is made. There was a slight increase in average annual runoff through the Western Dvina River basin and Northern and North-Eastern parts of the Dnieper River basin. There was increasing of irregularity of changes in runoff in the territory of Belarus. The intra-annual redistribution of runoff in the period 1961 to 2015 was investigated. The forecast of runoff for the period up to 2035 showed the possibility of sharp differences between the Northern and Southern parts of the Republic, also between small and large rivers. With little change in average annual runoff the large irregularities and various changes within the year were discovered. Especially much runoff can change in summer months in the South of Belarus. However, for the Northern part of Belarus it was forecasted not as significant runoff changes like for the Southern part.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** водные ресурсы, речной сток, анализ, трансформация, изменение, прогноз, Беларусь

**Keywords:** water resources, river runoff, analysis, transformation, change, forecast, Belarus

## ВВЕДЕНИЕ

Проблема изменения климата в Республике Беларусь является одним из приоритетных направлений исследований на государственном уровне. Это подтверждается как присоединением Республики Беларусь к международным соглашениям по климату и выполнением обязательств по ним, так и разработкой и внедрением мероприятий по сокращению выбросов парниковых газов и разработкой мер по адаптации к изменениям климата внутри страны. Речной бассейн является природной средой формирования стока, который служит основным источником водных ресурсов. Главными отличиями водных ресурсов от других видов природных ресурсов являются непрерывное их возобновление в процессе круговорота воды и колебания величины стока. Существенное влияние на сток оказывает наблюдаемое глобальное потепление климата. В последнее время на территории Беларуси отмечен рост среднегодовой температуры воздуха, некоторое уменьшение атмосферных осадков, изменение направления и скорости ветра. По данным академика В.Ф. Логинова, самое теплое десятилетие за период инструментальных наблюдений приходится на 1990-е гг. [1].

Целью настоящего исследования является оценка изменения стока основных речных бассейнов Беларуси за период с 1961 года и его прогноз на период до 2035 года.

## МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Для прогнозов изменения климата должны использоваться как глобальные, так и региональные климатические модели, которые основаны на описании процессов в динамике и базируются на численном решении систем уравнений в частных производных математической физики.

Самыми известными и широко используемыми в настоящее время являются глобальная климатическая модель ECHAM5 и региональная климатическая модель SCLM [2].

ECHAM5 в настоящее время является самой последней версией модели ECHAM. Основными компонентами модели являются динамическое ядро, система адвективного переноса, физические параметры (коротко- и длинноволновая радиация, слоистая облачность, конвективная облачность, горизонтальная и вертикальная диффузия, поверхностные потоки, орографические эффекты), параметры земной поверхности.

Для выполнения прогнозов изменения климата региональная климатическая модель SCLM является наиболее приемлемой, учитывая опыт ее использования в соседних государствах и в международных проектах ЭК ООН и ENVSEC по управлению водными ресурсами трансграничных рек с учетом адаптации к изменению климата.

Для прогнозных оценок изменения стока рек бассейнов адаптирован метод гидролого-климатических расчетов, предложенный В.С. Мезенцевым, основанный на совместном решении уравнений водного и теплоэнергетического балансов [3]. Уравнение водного баланса речного водосбора за некоторый промежуток времени имеет вид:

$$H(I) = E(I) + Y_k(I) \pm DW(I), \quad (1)$$

где  $H(I)$  – суммарные ресурсы увлажнения, мм;  $E(I)$  – суммарное испарение, мм;  $Y_k(I)$  – суммарный климатический сток, мм;  $DW(I)$  – изменение влагозапасов деятельного слоя почвогрунтов, мм;  $I$  – интервал осреднения.

Суммарное испарение находится по формуле:

$$E(I) = E_m(I) + \frac{W_{HB}}{KX(I) + g(I) + V(I)}, \quad (2)$$

где  $E_m(I)$  – максимально возможное суммарное испарение, мм;  $W_{HB}$  – наименьшая влагоемкость почвы, мм;  $V(I) = W(I) / W_{HB}$  – относительная влажность почвогрунтов на начало расчетного периода;  $KX(I)$  – сумма измеренных атмосферных осадков, мм;  $g(I)$  – грунтовая составляющая

водного баланса, мм;  $r(I)$  – параметр, зависящий от водно-физических свойств и механического состава почвогрунтов;  $p(I)$  – параметр, учитывающий физико-географические условия стока. Относительная влажность почвы на конец расчетного периода определяется из соотношений

$$V(I+1) = V(I) \times \frac{\alpha_{cp}(I) \delta^{r(I)}}{\epsilon V(I) \delta} ; \quad (3)$$

$$V_{cp}(I) = \frac{\frac{\alpha K X(I) + g(I)}{W_{HB}} + V(I) \delta^{\frac{1}{r(I)}}}{\frac{E_m(I)}{W_{HB}} + V(I) \delta^{1-r(I)}} \cdot \delta . \quad (4)$$

Решение системы уравнений (1) – (4) осуществляется методом итераций до тех пор, пока значение относительной влажности почвогрунтов на начало расчетного интервала не будет равно значению относительной влажности на конец последнего интервала.

Корректировка климатического стока осуществляется с помощью коэффициентов, учитывающих влияние различных факторов на формирование руслового стока, т.е.

$$Y_p(I) = k(I) \cdot Y_k(I), \quad (5)$$

где  $Y_p(I)$  – суммарный русловой сток, мм;  $k(I)$  – коэффициент, учитывающий гидрографические характеристики водосбора.

Моделирование водного баланса исследуемой реки реализовано в виде компьютерной программы и осуществляется в два этапа. На первом этапе производится настройка модели по известным составляющим водного и теплового балансов исследуемой реки. Второй этап представляет собой непосредственный расчет водного баланса исследуемой реки, используя параметры, полученные при калибровке модели [4].

## АНАЛИЗ СОВРЕМЕННОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ

В исследованиях использованы данные по 51 посту с наиболее продолжительными и непрерывными периодами наблюдений за стоком и при условии наличия данных за указанный период.

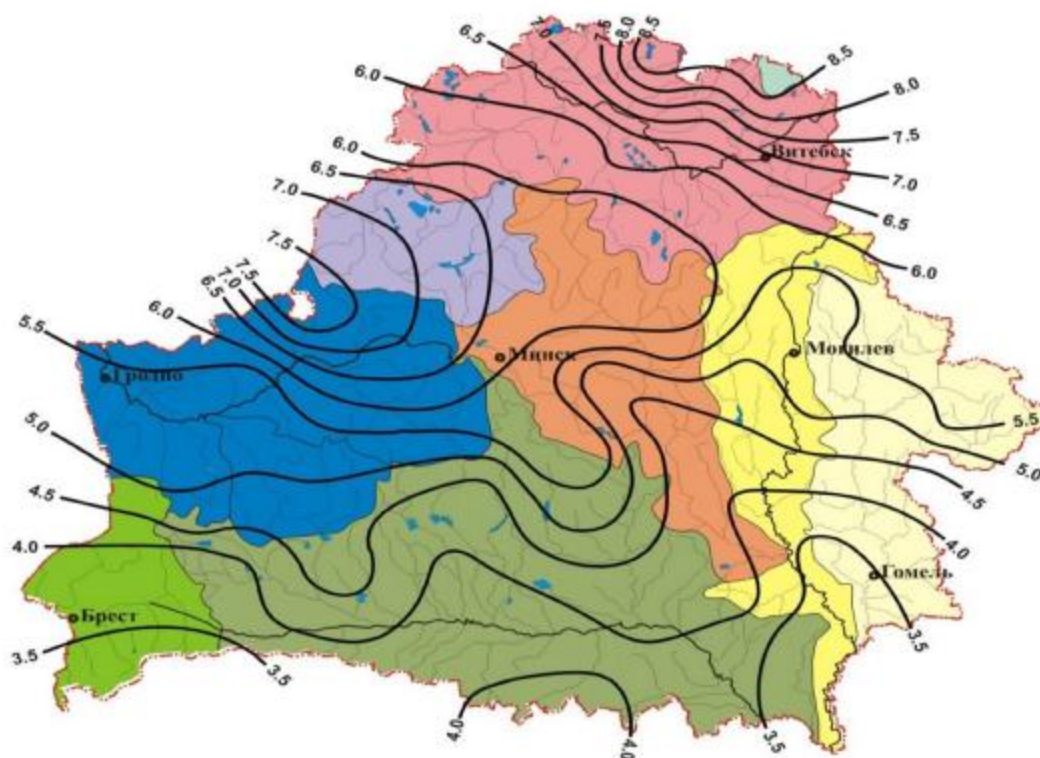
Нами рассчитаны поверхностные водные ресурсы Беларуси за период с 1961 по 2015 гг. Суммарные поверхностные ресурсы Беларуси практически не изменились. В то же время произошло перераспределение естественных водных ресурсов по бассейнам основных рек. Так, для южной части Беларуси – бассейнов рек Припять, Западный Буг, южной части бассейнов Днепра и Немана – характерно снижение стока практически во все сезоны, за исключением зимнего, где имеет место увеличение стока. Исключение составляет бассейн Западного Буга, для которого характерно снижение стока во все сезоны года. Значительные изменения стока произошли в весенний период, связанные со снижением стока весеннего половодья и более ранним его наступлением. Особенно это характерно для юга Беларуси – бассейнов рек Припять, Западный Буг, южной части бассейна Днепра. В весенний, летний и осенний период прослеживается разная направленность изменения стока, особенно в летний период – его снижение по югу и западу Беларуси и увеличение по северу и северо-востоку.

С целью уточнения водных ресурсов Беларуси построена карта среднегодового модуля стока рек Беларуси, представленная на рисунке 1. При построении учитывались данные с 1961 по 2015 гг. по действующим гидрологическим постам.

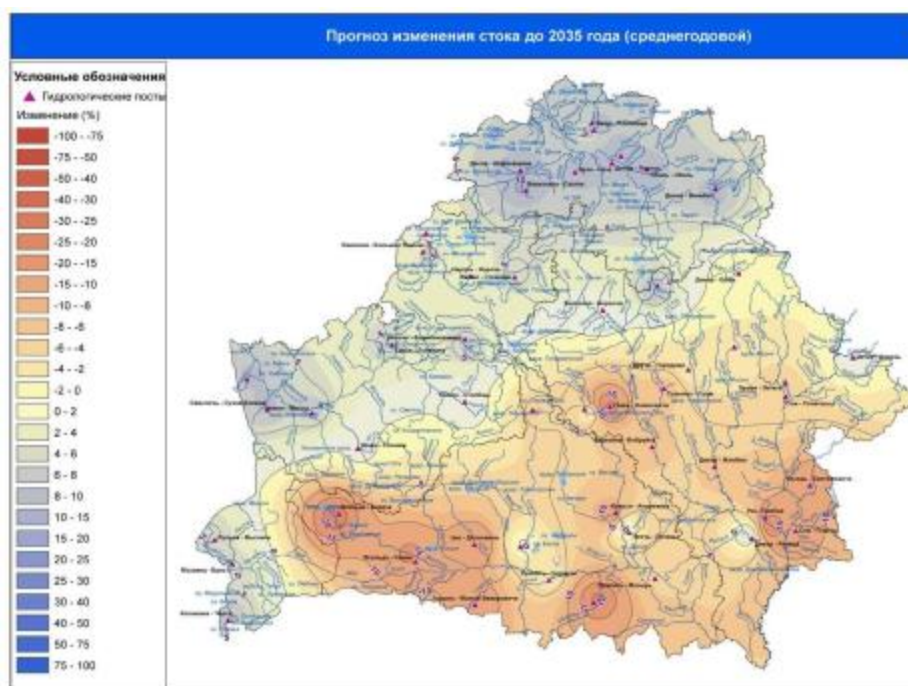
## ПРОГНОЗ ИЗМЕНЕНИЯ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ С УЧЕТОМ ИЗМЕНЕНИЯ КЛИМАТА

Для прогноза изменения речного стока получены долгосрочные на период 35 – 50 лет (2021 – 2050 гг.) сценарии изменения климата для бассейнов рек Беларуси по региональной климатической модели SCLM с использованием выходных данных глобальной климатической модели ECHAM5. Сценарии изменения климата получены для двух вариантов (сценариев) выбросов парниковых газов (принятых в мировой практике и наиболее используемых для оценок изменения климата сценариев социально-экономического развития человечества) [5]

По разработанной методике выполнены прогнозные оценки по бассейнам основных рек Беларуси для двух сценариев развития климата A1B и B1. Карта прогнозного изменения стока рек Беларуси в годовом разрезе представлена на рисунке 2.



**Рисунок 1** – Карта среднего годового стока рек Беларуси за период 1961–2015 гг., л/(с·км<sup>2</sup>)



**Рисунок 2** – Прогноз изменения годового стока на период до 2035 года

При изменении климата получены следующие обобщенные характеристики прогноза стока. По объемам стока возможна резкая дифференциация между северной и южной частью республики, между малыми и большими реками. При увеличении стока в среднем за год, отмечается неравномерность и разнонаправленность в сезоны и месяцы. Особенно резко прослеживается разная направленность изменения стока в летние месяцы.



В среднем за год возможно увеличение стока на 9 % в бассейне реки Западная Двина (север) и снижение стока на 1,5 % в бассейне реки Западный Буг (юг). В зимний период прогнозируется не очень значительное увеличение стока для всех исследуемых территорий на 7–13 %. Весной прогнозируется увеличение стока не более чем на 6–10 %. В летний период возможно увеличение стока на севере на 10–29 % при одновременном снижении стока на юге на 11–35 %.

По прогнозам изменения стока реки Неман сохраняются выявленные за период с 1961 по 2015 г. тенденции незначительного увеличения среднегодового стока в среднем по бассейну. Максимальное увеличение стока может произойти в зимний период (до 24 %), в основном в январе и феврале, за счет увеличения количества осадков и оттепелей. Прогнозируемый сток в летний период может измениться не очень значительно, как с его увеличением, так и уменьшением. Более значительное уменьшение стока прогнозируется в осенний период, особенно в его начале.

По результатам расчетов стока в бассейнах рек Днепр и Припять до 2035 года можно сделать следующие выводы о прогнозном изменении:

- снижение среднегодового стока, особенно в бассейне реки Припять;
- незначительное изменение стока в зимний период по большинству рек, с его увеличением в среднем по бассейну реки Днепр и уменьшением в бассейне Припять;
- в весенний период, за редким исключением, вероятно снижение стока;
- в летний период прогнозируется существенное и максимальное из всех периодов года уменьшение стока, особенно в бассейне Припяти;
- в осенний период (особенно в начале осени – до середины октября) также прогнозируется снижение стока.

## **ЗАКЛЮЧЕНИЕ**

1. Выполнена оценка изменения речного стока Беларуси за период с 1961 по 2015 год по основным речным бассейнам страны.
2. В среднем по Республике сток значительно не изменился, отмечено некоторое его увеличение на 0,5–4,0 % за счет бассейнов рек Западная Двина, северной и северо-восточной части бассейна реки Днепр.
3. Даны прогнозные оценки годового стока основных рек Беларуси на период до 2035 года.
4. При незначительном изменении прогнозного значения стока в среднем за год отмечена высокая вероятность его неравномерности и разнонаправленности в сезоны и месяцы. Особенно значительно может изменяться сток в летние месяцы с его снижением во все сезоны на юге Беларуси. Вместе с тем для севера Беларуси прогнозируются не столь значительные изменения стока, как для юга.

## **ЛИТЕРАТУРА**

- [1]Изменения климата Беларуси и их последствия / В.Ф. Логинов [и др.]; Ин-т пробл. использования природ. ресурсов и экологии НАН Беларуси; под общ. ред. В.Ф. Логинова. – Минск : ОДО «Тонпик», 2003. – 330 с.
- [2]Max Planck Institute for Meteorology – official website [Electronic resource] – Mode of access: <http://www.mpimet.mpg.de/en/science/models/echam/echam5.html>. – Date of access: 05.05.2012.
- [3]Мезенцев, В.С. Гидролого-климатическая гипотеза и примеры ее использования/ В.С. Мезенцев // Водные ресурсы, 1995. – Том 22, №3. – С. 299 – 301.
- [4]Волчек, А.А. Оценка трансформации водного режима малых рек Белорусского Полесья под воздействием природных и антропогенных факторов (на примере р. Ясельда) / А.А. Волчек, С.И. Парфомук // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. – Екатеринбург, 2007. – № 1. – С. 50 – 62.
- [5]Изменение климата, 2007. Вклад рабочих групп I, II и III в Четвертый доклад об оценке Межправительственной группы экспертов по изменению климата : обобщающий докл. / Пачаури Р.К. [и др.]. – Женева : МГЭИК, 2007. – 104 с.

## Глава II/74: ПРОГНОЗ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ И ВОДОСНАБЖЕНИЯ УКРАИНЫ Chapter II/74: Prognosis of Water Resource and Water Supply of the Ukraine

Сергей Снежко<sup>1\*</sup>, Юлий Дидовец<sup>1,2</sup>

DOI 10.25680/1626.2018.91.96.171

\*Эл. Почта: [snizhkosi@gmail.com](mailto:snizhkosi@gmail.com)

1. Киевский национальный университет имени Тараса Шевченко, 01601, ул. Владимирская, 64/13, г. Киев, Украина

2. University of Potsdam, Am Neuen Palais 10, House 9 14469 Potsdam, Germany

**РЕЗЮМЕ.** Украина по показателю обеспеченности водными ресурсами занимает 17 место среди 20 европейских стран. Ее водные ресурсы зависят от речного стока с территорий прилегающих стран (76,6%) и только приблизительно их четвертая часть формируется в пределах страны (23,4%). Преобладающая часть территории страны характеризуется низкой и очень низкой водообеспеченностью (1,98 - 0,12 тыс.м<sup>3</sup> на одного человека). Лишь Закарпатская область принадлежит к категории средней обеспеченности местным стоком (6,3 тыс.м<sup>3</sup> на одного человека).

Большинство результатов исследований подтверждают высокую вероятность уменьшения водных ресурсов равнинной Украины в XXI веке на 25-70%. В пределах Украинских Карпат ожидается стабилизация и даже увеличение водных ресурсов.

Учитывая имеющиеся результаты моделирования, следует ожидать дальнейшего увеличения дефицита водных ресурсов в зоне неустойчивого земледелия – в южных регионах Украины уже к середине XXI века.

**ABSTRACT.** Ukraine in terms of water availability ranked 17<sup>th</sup> among 20 European countries. Its water resources depend on the river flow from the territories of the neighboring countries (76.6%) and only about a fourth of it is formed within the country (23.4%). The prevailing part of the territory of the country is characterized by low and very low water availability (1.98 - 0.12 thousand m<sup>3</sup> per person). Only the Transcarpathian region belongs to the category of average water availability (6.3 thousand m<sup>3</sup> per person.)

Most of the research results confirm the high probability of a 25-70% decrease in the water resources of the Ukraine in the 21<sup>st</sup> century. Stabilization and even an increase in water resources are expected within the Ukrainian Carpathians.

Given the results of modeling, we should expect further increase in the water deficit in the zone of unsustainable agriculture - in the southern regions of Ukraine already to the middle XXI century.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** водные ресурсы, изменение климата, ландшафт, водоснабжение

**Keywords:** water resources, climate change, landscape, water supply

### ВВЕДЕНИЕ

Основную часть водных ресурсов Украины формирует речной сток - 209,23 км<sup>3</sup> (вместе с р. Дунай). В пределах страны формируется только 23,4% стока, который рассматриваются как собственный водный фонд Украины, а остальная его часть поступает из зарубежных стран - Румынии, Молдовы, Венгрии, Польши, Республики Беларусь, Российской Федерации [1]. Прогнозные ресурсы подземных вод составляют 22,5 км<sup>3</sup>/год, из которых 26% составляют разведанные эксплуатационные запасы подземных вод (около 5,7 км<sup>3</sup>/год).

Среди 20 европейских стран Украина по показателю обеспеченности водными ресурсами занимает 17 место и 124 место в списке 181 страны мира по данным 2014 г. [2].

Наряду с водными ресурсами рек большое хозяйственное значение имеют запасы воды в природных и искусственных водохранилищах. Для обеспечения хозяйственной деятельности страны водой на реках создано 1103 водохранилища, общий объем которых составляет 55 км<sup>3</sup> воды. 6 крупных водохранилищ с общим объемом 43,8 км<sup>3</sup> воды построено на Днестре [3]. К крупным водохранилищам относятся также Днестровское водохранилище на р. Днестр (объем - 3,0 млрд. м<sup>3</sup>), Краснооскольское на р. Оскол (477 млн. м<sup>3</sup>), Печенежское на р. Северский Донец (384 млн. м<sup>3</sup>), Карачуновское на р. Ингулец (308,5 м<sup>3</sup>). 2,3 млрд. м<sup>3</sup> воды сосредоточено в пресноводных озерах.

Наибольшее количество водных ресурсов (58%) сосредоточено в бассейне Дуная в приграничных районах Украины, где потребность в воде не превышает 5% от ее общих запасов. Наименее обес-

печенными водными ресурсами является Донбасс, Криворожье, Крым и южные области Украины, где сосредоточены крупнейшие потребители воды.

Согласно международной классификации лишь Закарпатская область принадлежит к категории средней обеспеченности местным стоком (6,3 тыс.м<sup>3</sup> на одного человека). Низкая обеспеченность в Черниговской, Житомирской, Волынской и Ивано-Франковской областях (3,3-2,0 тыс.м<sup>3</sup>) в остальных областях Украины - низкая и очень низкая обеспеченность (1,98 - 0,12 тыс.м<sup>3</sup> на одного человека).

Прогнозные ресурсы подземных вод Украины оценены в 22,5 км<sup>3</sup>/год. Их распределение по территории государства неравномерно: 65% сосредоточено в северной и северо-западной частях (Днепропровский и Волыно-Подольский артезианские бассейны), южная часть Украины имеет ограниченные ресурсы подземных вод. В расчете на одного жителя наибольшее количество подземных вод (5,54 м<sup>3</sup>/сутки) приходится на Черниговскую область, а наименьшая (0,28 - 0,43 м<sup>3</sup>/сут) - на Днепропетровскую, Одесскую, Кировоградскую, Донецкую, Николаевскую, Житомирскую и Винницкую области.

Начиная с 1990 г. в Украине происходит резкое снижение общего водопотребления, что обусловлено значительным сокращением водопотребления промышленностью и сельским хозяйством. Если в 1990 г. общее водопотребление составляло 30,2 млрд. м<sup>3</sup> воды в год, то в 2014 г. оно сократилось до 11,5 млрд. м<sup>3</sup> воды в год.

Крупнейшими водопотребителями в территориальном разрезе является Днепропетровская (1565 млн. м<sup>3</sup>), Донецкая (1697 млн. м<sup>3</sup>), Запорожская (1149 млн. м<sup>3</sup>), Киевская (911 млн. м<sup>3</sup>), Херсонская (1442 млн. м<sup>3</sup>), Одесская (977 млн. м<sup>3</sup>) области и Киев (615 млн. м<sup>3</sup>), на которые приходится 72,6% суммарного объема забора воды. Потери воды при транспортировке к потребителям в 2014 г. составляли 1390 млн. м<sup>3</sup> или 11,7% от водозабора.

Структура использования водных ресурсов в Украине такая: 49% - промышленность, 28% - коммунальное хозяйство, 17% - сельское хозяйство (орошение) [1,4].

Потребление воды коммунальным хозяйством в Украине значительно выше, чем в странах ЕС.

Если среднее водопотребление по 27 городам Украины составило 275 л на человека в сутки [4], то в странах ЕС эта величина составляет 100-200 л на человека в сутки.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Концепцию ведущей роли климата в формировании гидрологических процессов сформулировал более ста лет назад российский климатолог А.И. Воейков, который в своих научных трудах отметил, что «реки являются продуктом климата» [5]. А через 60 лет после этого W. Langbein (в 1949 г.) показал, что сток, а также влажность почв, испарения и другие компоненты гидрологического цикла является проявлением климата [6].

Для решения задач, связанных с оценкой влияния климата на водные ресурсы как отдельных речных бассейнов, так и целых регионов, стран и континентов успешно используется метод водного баланса [7,8]. Так, украинские гидрологи Е.Д. Гопченко и Н.С. Лобода, используя метод водного баланса В.С. Мезенцева и др.[9], выполнили оценку возможных изменений водных ресурсов Украины в условиях глобального потепления [10].

Вызывает интерес также водно-балансовая модель французского гидролога L. Turc [11], которая представляет собой формализованное соотношение между осадками, температурой и стоком. Она базируется на использовании представленных ниже формул (1) - (3):

$$Q_a = P_a \left[ 1 - \frac{L_a}{\sqrt{cL_a^2 + P_a^2}} \right] \quad (1)$$

$$L_a = 300 + 25T_a + 0,05T_a^3 \quad (2)$$

$$P_a > (1 - c)^{0,5} L_a \quad (3)$$

где  $P_a$  - средняя годовая сумма осадков,

$L_a$  - коэффициент регрессии для зависимости стока от температуры,

$T_a$  - средняя годовая температура (°C),

$c$  - калибровочный коэффициент, определяемый для данного речного бассейна на основе имеющихся данных о стоке, осадках и температуре.

Данная методика позволила получить вполне удовлетворительные результаты прогноза для рек Европы [12]. Учитывая положительные результаты апробации данной модели на речных бассейнах различных природных зон и сравнения их с результатами US Country Studies program [13], которые оценивают изменения водных ресурсов в более чем 40 странах мира, эту модель было использовано и для прогнозирования изменений водных ресурсов под влиянием климата и в условиях Украины.

Водно-балансовые модели являются идеальным инструментом для долгосрочного прогноза средних за определенный период характеристик стока, прежде всего, его нормы. Его удобно применять для крупномасштабной оценки водных ресурсов большого региона. Однако, более точные оценки возможных изменений водных ресурсов в конкретном водосборном бассейне под влиянием климатических изменений, в том числе прогноз изменения характера внутригодового распределения стока (по сезонам и месяцам) можно получить только в результате использования современных численных гидрологических моделей, таких как SWAT или SWIM.

Модель SWIM (Soil and Water Integrated Model) – пространственно-временная модель, включающая гидрологические и вегетативные процессы, движение донных отложений, круговорот азота и фосфора в пределах речного бассейна [14]. SWIM включает также дополнительные модули для улучшения качества моделирования в условиях значительного влияния на гидрологический режим бассейна - водоемов, болот, ирригации и др.

Для моделирования используются метеорологические данные (ежедневные данные средней, минимальной, максимальной температуры воздуха, влажности, осадков и радиации), цифровая модель рельефа бассейна, карты почв с соответствующей классификацией и карты землепользования. В последние годы эта модель была использована для многих речных бассейнов в Европе, Африке, Азии, Южной Америке [15].

## **РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ**

Первые оценки относительно будущих изменений водных ресурсов Украины получены А. И. Шерешевским [16], с использованием расчетов по моделям общей циркуляции атмосферы GFDL, UKMO, MPI. Автор сделал выводы, что годовой сток рек верхней части бассейна Днестра в середине XXI века снизится на 2–18 %, а сток остальных рек бассейна увеличится на 20–30 %. Для сценариев, построенных на основе модели MPI сток рек бассейна уменьшится на 7–50 % .

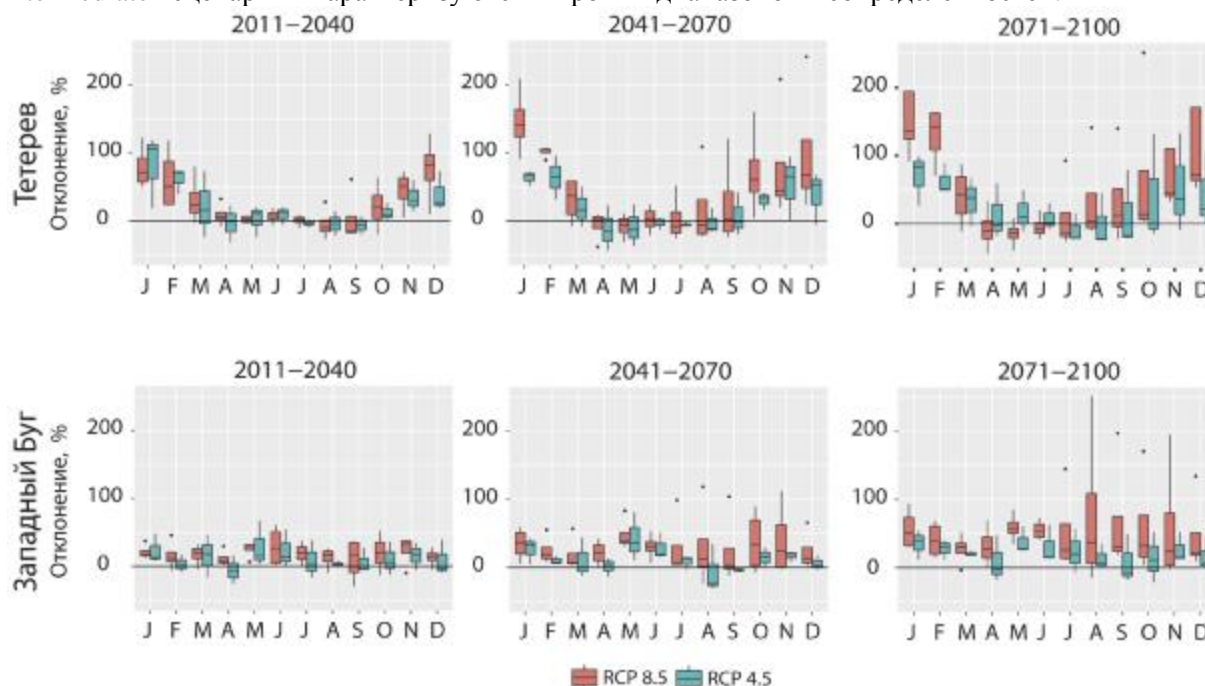
По данным Национальной метеорологической службы Великобритании [17] в странах Центральной и Восточной Европы, включая Украину, сток рек летом уменьшится на 50 %. Гидрологи Дрезденского университета [18] оценивают уменьшение стока в бассейне Западного Буга на период до 2080 г. на 24,5–28 %.

Оценка возможных изменений водных ресурсов Украины в условиях глобального потепления климата выполненная нами [19] на кафедре метеорологии и климатологии Киевского национального университета имени Тараса Шевченко с использованием водно-балансовой модели Турка, показала, что в течение XXI века в Украине (за исключением речных бассейнов в пределах Украинских Карпат и Закарпатья) будет наблюдаться уменьшение водного стока на 25-50%. Аналогичные результаты получены и учеными Одесского государственного экологического университета [20] с использованием водно-балансовой модели и климатических сценариев RCP4.5 and RCP8.5 рассчитали, что к середине текущего столетия произойдет значительное уменьшение водных ресурсов равнинной территории Украины (до 70% на юго-востоке), а в зоне Украинских Карпат будет наблюдаться стабилизация и даже увеличение водных ресурсов. Анализ изменений соотношения ресурсов влаги и тепла показал усиление засушливости климата и расширение зоны недостаточного увлажнения и полуаридной зоны.

Одним из новейших исследований с использованием эколого-гидрологической модели SWIM [9] и региональных климатических сценариев из европейского междисциплинарного проекта IMPRESSIONS и 7 климатических проекций из RCP 4.5 и RCP 8.5 является работа Didovets I. и др. [21], в которой было оценено возможные изменения водных ресурсов в различных регионах Украины на примере трех бассейнов-индикаторов - р.Тетерева, р.Самара и р.Западный Буг, два из которых представлены на рис.1.

В бассейне Тетерева ожидается увеличение стока в зимние месяцы и раннюю весну, достигая максимума в марте-апреле. В летние месяцы в ближайшем будущем (до 2040 г.) не ожидается изменений стока, однако в среднем (2041–2070гг.) и отдаленном прогнозном периодах (2071–2100гг.) ожидается незначительное снижение стока (до 17%). Существует вероятность прекращения стока в период летней межени для всех прогнозных периодов. Осенние месяцы характеризуются устой-

чивым увеличением стока. В бассейне Западного Буга ожидается увеличение стока по сравнению с контрольным периодом в течение всех сезонов с небольшим спорадическим уменьшением в весенние месяцы в ближайшем и отдаленном будущем по всем сценариям. Увеличение речного стока летом и осенью, даже в случае снижения количества осадков в эти месяцы, можно объяснить задержкой стока из-за высокого уровня грунтовых вод, накопленных в более ранний период. Результаты, полученные для бассейна реки Самара, по «high-end» сценариям показывают увеличение стока практически во все месяцы. В апреле все сценарии показывают снижение стока. Расчеты по «low-end» сценариям показывают уменьшение стока с апреля по сентябрь, особенно в среднем и отдаленном прогнозных периодах. Следует заметить, что полученные результаты по «high-end» и «intermediate» сценариям характеризуются широким диапазоном неопределенностей.



**Рисунок 1** - Будущее изменения среднемесячного речного стока в бассейнах рек Тетерева и Западного Буга для трех будущих периодов (2011-2040, 2041-2070, 2071-2100) в сравнении к базовому периоду (1981-2010) по двум сценариям RCP4.5 и RCP8.5.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Водные ресурсы Украины зависят от речного стока воды с территорий прилегающих стран (76,6%) и только приблизительно их четвертая часть формируется в пределах страны (23,4%).
2. Среди 20 европейских стран Украина по показателю обеспеченности водными ресурсами занимает 17 место. Значительная часть территории страны характеризуется низкой и очень низкой водообеспеченностью (1,98 - 0,12 тыс.м<sup>3</sup> на одного человека).
3. Учитывая имеющиеся результаты моделирования, следует ожидать увеличение дефицита водных ресурсов в зоне неустойчивого земледелия – в южных регионах Украины уже к середине XXI века.

## ЛИТЕРАТУРА

- [1] AQUASTAT—FAO’s Information System on Water and Agriculture. Available online: [http://www.fao.org/nr/water/aquastat/countries\\_regions/UKR/index.stm](http://www.fao.org/nr/water/aquastat/countries_regions/UKR/index.stm) (accessed on 3 September 2016).
- [2] The World Bank Group. Renewable Internal Freshwater Resources per Capita. Available online: <http://data.worldbank.org/indicator/ER.H2O.INTR.PC> (accessed on 5 May 2016).
- [3] Snishko S. 2001. Wasserwirtschaftliche und ökologische Situation in Dnipro-Einzugsgebiet. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung. 1, 2-8.
- [4] Modernisierungsstrategie für die deutsche Wasserwirtschaft. Maßnahmen zur Stärkung der Präsenz der deutschen Wasserwirtschaft auf internationalen Märkten für Wasserdienstleistungen. 2013. UBATexte 37,317.

- [5]Voejkov A.I.1948. Climates of the Earth and in Particular of Russia (in Russian), In: Selected Works,1,163–750.
- [6]Langbein W.B. 1949. Annual Runoff in the United States, U.S.G.S. Circular 5. – U.S. Dep. of Interior. Washington.
- [7]Dooge J. C. I. 1992. Hydrologic models and climate change.Journal of Geophysical Research.97,2677-2686.
- [8]Kaczmarek Z. 1993.Water BalanceModel for Climate Impact Analysis, ACTA Geophysica Polonica.41, 1–16.
- [9]Mezenzev V., Karnazevich I. 1969. Humidity of the West Siberian Plain. Leningrad: Gidrometizdat. 168 p. (In Russian).
- [10]Hopchenko E.D., Loboda N.S. 2001. Estimation of water resources of Ukraine by the method of water-thermal balance. Science Works of UkrNDGMI 249,106–119. (In Ukrainian).
- [11]Turc L. 1954. Water Balance of Soils: Relationship Between Precipitation. Evapotranspiration and Runoff. Annales Agronomiques. 5,491–595; 6,5–131.
- [12]Strzepek K. M., Yates D.N. 1997. Climate Change Impact on the Hydrological Resources of Europe: A Simplified Continental Scale Analysis. Climatic Change 36,79–92.
- [13]Kaczmarek Z. 1995. Polish Water Resources Vulnerability Assessment, Report to U.S. Countries Studies Program.
- [14]Krysanova, V.; Wechsung, F.; Arnold, J.; Ragavan, S.; Williams, J. 2000. SWIM (Soil and Water Integrated Model),User Manual; PIK Report Nr. 69: Potsdam, Germany.
- [15]Krysanova. V., Hattermann F., Wechsung F. 2005. Development of the ecohydrological model SWIM for regional impact studies and vulnerability assessment. Hydrol. Process. 19,763–783.
- [16]Ukraine and global greenhouse effect. 1998. 210 p. (In Ukrainian)
- [17]Climate Change impact:Ukraine. MetOffice. Great Britan. 2010. 20 p. (In Ukrainian)
- [18]Pluntke T., Barfus K., Myknovych A., Bernhofer K. 2010. Hydrologic effects of climate change in the Western Bug basin// International Conference “Global and regional climate changes” (16-19 November 2010). Proceedings on the CD-ROM. 7 p.
- [19]Snizhko, S.; Yazuk, M.; Kuprikov, I.; Shevchenko, O.; Strutinska, V.; Krakovska, S.; Palamarchuk, L.;Shedemenko, I. 2012. Assessment of possible water resources changes of local runoff in Ukraine in XXI century.Water Econ. Ukr. 6, 5–20. (In Ukrainian)
- [20]Loboda N.S., Bozhok Y.V. 2013.Water resources of Ukraine in the XXI century under climate change scenarios (RCP4.5 and RCP8.5 Ukrainian Hydrometeorological Journal. 17,114-122.
- [21]Didovets I., Lobanova A., Bronstert A., Snizhko S, Fox Maule C, Krysanova V. 2017.Assessment of Climate Change Impacts on Water Resources in Three Representative Ukrainian Catchments Using Eco-Hydrological Modelling. Water, 9, 204; doi:10.3390/w9030204



## Chapter II/75: MAPPING GROUNDWATER RECHARGE RATES UNDER SEMI-ARID CONDITIONS

### Глава II/75: Картирование скорости обмена подземных вод в условиях семиаридного климата

Volker Hennings

DOI 10.25680/2532.2018.81.11.172

Email: [v.hennings@kabelmail.de](mailto:v.hennings@kabelmail.de)

Büro für Bodenfunktionsbewertung, Strousbergstraße 9, 30449 Hannover, Germany

**ABSTRACT.** The methodology developed for the new Hydrological Atlas of Germany was applied to derive (hydro-) pedotransfer functions to estimate annual percolation rates from available information on climate, soil characteristics and land use in the Arab region. For this purpose the FAO56 concept was applied and the CLIMWAT database and the CROPWAT model were used, based on the single crop coefficient approach. Meteorological data from Syria were used to carry out simulations for six land use scenarios and varying soil hydrological properties. Resulting country-specific regression equations and nomograms are presented as well as the general magnitude of groundwater recharge under typical crops of the Eastern Mediterranean environment. At the end, information about accuracy of this type of estimation methods is given.

**Резюме.** Методология, разработанная для нового «Гидрологического атласа Германии», была применена с целью получения (гидро-)педотрансферных функций для оценки годовой скорости пополнения подземных вод по имеющейся информации о климате, характеристиках почв и землепользовании в арабских странах. Для этой цели была применена концепция FAO56 и использованы база данных CLIMWAT и модель CROPWAT; подход включал коэффициенты эвапотранспирации для сельскохозяйственных культур. При проведении моделирования для шести сценариев землепользования и различных гидрологических свойств почвы были использованы метеорологические данные для Сирии. Представлены полученные уравнения регрессии и номограммы для отдельных стран, а также общие величины обмена подземных вод при возделывании типичных культур в условиях Восточного Средиземноморья. В заключение приведена информация о точности этих методов оценки.

**KEYWORDS:** Land evaluation, groundwater recharge, mapping, pedotransfer functions

**Ключевые слова:** Оценка земли, образованиз гунтовых вод, картографирование, функции педотрансфера

#### INTRODUCTION

For quantitative water resources management in an arid environment knowledge of the groundwater recharge rate is essential. An overview of available methods for determining groundwater recharge under such conditions is presented by [1]. From the soil scientist's perspective percolation beyond the lower boundary of the root zone equals groundwater recharge. Under field conditions deep percolation can be measured directly by lysimeters or water fluxes can be calculated from neutron and TDR probe results. Both approaches are different in terms of input data requirements and representation of soil physical processes. To avoid high costs of field measurements and limitations in the availability of model input parameters, on a regional scale even more simplifying, robust methods are needed. This type of models such as empirical equations and nomograms is called (hydro-) pedotransfer functions (HPTFs). They are based on input variables that can be determined easily or are available from existing databases.

Exemplary for Germany HPTFs to predict long term means of the percolation rate from soil were developed by [2]. The authors used a simulation model of the soil water balance to calculate actual evapotranspiration and percolation for different climatic regions, soils and land use classes. The spectrum of site variations included four soils with different water storage capacities, six groundwater levels, sixteen climate stations whose climate parameter values can be viewed as representative of the climate regions of Germany, and four land use types [cropland (with the typical succession of grain and root crops), grassland, coniferous forest, and deciduous forest]. These conditions resulted in simulation runs for 57,600 years on a daily basis. The results of all the scenarios were analyzed by multiple regression statistics and equations were derived, from which reliable estimates of the target variable can be calculated. These

HPTFs were used to compile a nationwide map of the annual percolation rate from the soil within the framework of the new Hydrological Atlas of Germany (HAD) [3].

#### **METHODOLOGY: the FAO56 approach**

The modelling concept applied to simulate the soil water balance is based on some simple fundamentals:

- actual evapotranspiration is calculated by employing empirical crop coefficients,
- all algorithms originate FAO Irrigation and Drainage Paper No. 56 [4],
- the soil is regarded as a one-dimensional storage pool,
- deep percolation is calculated as the remaining term of the soil water budget after evaporation and transpiration demand have been satisfied.

The FAO56 approach uses crop coefficients to modify the reference evapotranspiration to crop-specific conditions. The reference surface is a hypothetical grass crop with specific characteristics. The concept of reference evapotranspiration was introduced to study the evaporative demand of the atmosphere independently of crop type, crop development and management practices. Soil factors do not affect ETo. The most simplified version represents the single crop coefficient concept, where differences in the crop canopy and aerodynamic resistance relative to the reference crop of the FAO Penman Monteith method are accounted for within the crop coefficient Kc. In a second, more sophisticated approach Kc is split into two factors that separately describe the evaporation (Ke) and transpiration (Kcb) components. The Kc coefficient serves as lumped parameter for the physical and physiological differences between crops. All relevant algorithms were published as part of the FAO Irrigation and Drainage Paper No. 56 “Crop Evapotranspiration“ [4]. This approach is realized in the CROPWAT model [5]. The FAO56 crop coefficient approach was programmed and since 2011, is available as part of the WEAP system. WEAP (“Water Evaluation and Planning”) is a decision support system for quantitative water resources management [6]. WEAP applications for Syrian catchments are published by [7].

#### **METHODOLOGY: CROPWAT model and CLIMWAT database**

The methodology applied for the HAD project was used to develop similar nomograms or empirical equations for countries of the Arab region. For this purpose, the most simplifying functional model (CROPWAT; Clarke et al. 1998) and the easiest accessible database of climatic information (CLIMWAT) were used. The CROPWAT software as well as the CLIMWAT database is available from the FAO homepage via download.

CROPWAT is a decision support system developed by the Land and Water Development Division of FAO for planning and management of irrigation. Procedures for calculation of the crop water requirements and irrigation requirements are based on the single crop coefficient concept. All calculations are based on a daily soil water balance using various options for water supply and irrigation management conditions.

For this investigation data from 44 meteorological stations inside Syria were used. Outside the period of growth evaporation was calculated by using empirical crop coefficients for fallow. Evaporation from bare soil was allowed to take place before and after the period of growth and within its initial phase. Typical kinds of land use of the Mediterranean environment were taken into consideration. Generally irrigation up to maximum demand without yield reduction was simulated. Five soils were compared, varying in the total available water capacity of the uppermost meter (40, 80, 120, 160, 200 mm). The available water capacity refers to the pF interval from 2.5 to 4.2. For all simulation runs a fixed amount of surface runoff is assumed, i.e. precipitation in Fig. 1 - 2 means effective precipitation or net input.

Simulation runs were carried out and country-specific HPTFs were derived for Syria. Six land use scenarios were taken into account: three crops under rainfed agriculture (wheat, barley, olives) were compared with three crops under irrigation (wheat, citrus trees, peas as an example for small vegetables). Therefore CROPWAT-internal parameter settings were substituted by region-specific plant coefficients, and expert knowledge about region-specific agricultural practices (sowing dates, irrigation practices, ...) was incorporated.

#### **RESULTS: country-specific pedotransfer functions for Syria**

Results of 1,320 simulation runs were used to derive country-specific HPTFs for Syria. Regression equations for all land use scenarios are listed in Table 1. Nomograms were developed for specific locations and varying kinds of land use, for specific crops and varying soil properties, and for specific crops and varying irrigation practices. Examples are shown in Figure 1 and 2.

Based on the correlation coefficients in Table 1, the accuracy of these HPTFs is generally high. Accuracy in this context refers to correspondence between simulation model and pedotransfer function. Simple prediction models as presented here are advantageous particularly where detailed meteorological data of high temporal resolution are missing. (Hydro-) pedotransfer functions that require only easily available input data enable users to avoid time consuming simulations and can serve as a useful tool to provide reliable estimates of the target variable.

From Figure 1 – 2 some general rules can be derived: annual groundwater recharge rates are higher under crops with shallow rooting depths and short vegetation periods such as small vegetables or barley than under perennial crops with deep root zones such as olives (Fig. 1), and are higher under shallow, stony or sandy soils with a limited available water capacity than under deeply developed, loamy soils (Fig. 2). Thresholds for the beginning of groundwater recharge in terms of annual precipitation are generally higher for non-irrigated crops than for crops that depend on irrigation in summer. Against this background the following order of mean annual groundwater recharge under standardized conditions along land use types can be derived from model simulations: olive trees < wheat < barley < irrigated citrus trees < irrigated wheat < irrigated vegetables.

**Table 1:** (Hydro-) pedotransfer functions to predict annual groundwater recharge in Syria

| Land use type          | Equation   | Correlation coefficient |
|------------------------|--|-------------------------|
| Wheat                  | $GWR = -19.39 + 0.807 \cdot Prec - 0.0821 \cdot ET_{pot} - 1.424 \cdot awc$                        | $r^2 = 0.98$            |
| Barley                 | $GWR = -115.8 + 0.845 \cdot Prec - 0.056 \cdot ET_{pot} - 0.495 \cdot awc$                         | $r^2 = 0.97$            |
| Olive trees            | $GWR = -139.9 + 0.823 \cdot Prec - 1.583 \cdot awc$  | $r^2 = 0.98$            |
| Irrigated wheat        | $GWR = -90.8 - 0.0258 \cdot Prec - 0.332 \cdot ET_{pot} + 0.949 \cdot (Prec+Irrig)$                | $r^2 = 0.99$            |
| Irrigated vegetables   | $GWR = -61 + 0.245 \cdot Prec - 0.255 \cdot ET_{pot} - 0.296 \cdot awc + 0.684 \cdot (Prec+Irrig)$ | $r^2 = 0.99$            |
| Irrigated citrus trees | $GWR = -26.275 + 1.02 \cdot Prec - 0.909 \cdot ET_{pot} + 0.026 \cdot awc + 1.093 \cdot Irrig$     | $r^2 = 0.99$            |

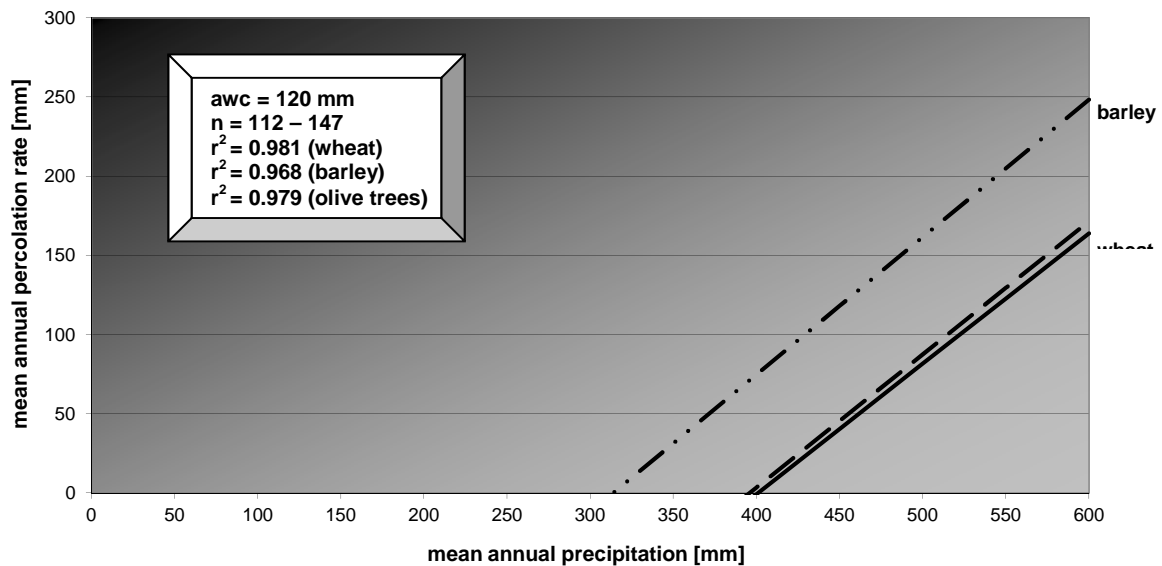
(Prec = mean annual precipitation; ET<sub>pot</sub> = mean annual potential evapotranspiration; Irrig = amount of irrigation; GWR = groundwater recharge; awc = soil available water capacity; all variables are expressed in mm)

The validity of the FAO56 or dual crop coefficient approach respectively has been tested and evaluated by several authors (e.g., [8], [9]). Most of the examples illustrate the robustness of the approach, describe the broadness of application options and classify it as a reliable modelling tool to provide accurate results. As a consequence of empirical knowledge about the FAO56 approach and measurements under similar conditions in other countries, the accuracy of HPTFs as listed in Table 1 can be roughly assessed as such: annual groundwater recharge rates in the Arab region or Syria respectively will be overestimated by 30 – 40 mm. A more detailed validation of prediction results can only be done on the basis of available measurements from test sites and field experiments.

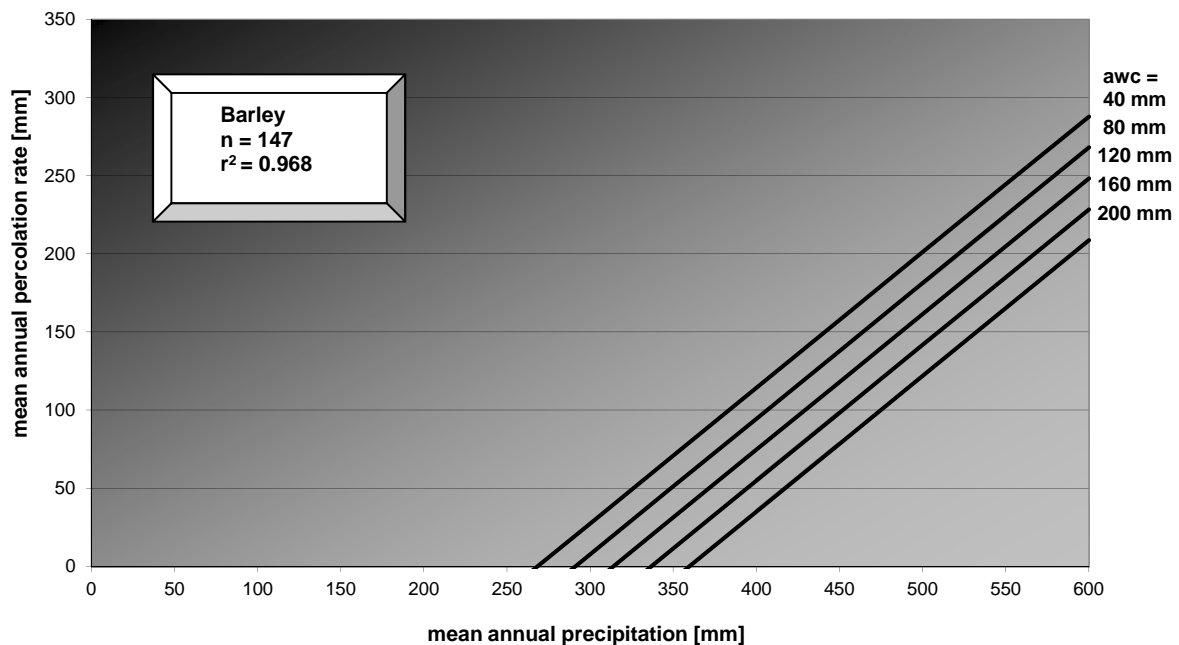
## CONCLUSIONS

1. In general, (hydro-) pedotransfer functions that require only easily available soil, crop and climate information provide reliable estimates of the dimension of groundwater recharge rate for most of typical land use types in Syria.
2. Mean annual groundwater recharge rates under standardized conditions along land use types increase in the following order: olive trees < wheat < barley < irrigated citrus trees < irrigated wheat < irrigated vegetables.

3. Under conditions of rainfed agriculture, even for barley on soils with a moderate soil available water capacity a minimum annual precipitation of approximately 310 - 320 mm is required for groundwater recharge.
4. It has to be assumed that (hydro-) pedotransfer functions as given by Tab. 1 slightly overestimate groundwater recharge.
5. When isoline maps of annual precipitation and potential evapotranspiration as well as soil maps are available for a specific region, prediction equations from Table 1 can be used for land evaluation and thematic maps of land qualities can be compiled.



**Fig. 1.** Nomogram for estimating groundwater recharge in case of different crops at an available soil water capacity of 120 mm



**Fig. 2.** Nomogram for estimating groundwater recharge in case of different soil properties, (awc=available water capacity)

## REFERENCES

[1] Kinzelbach, W et al (Eds) (2002) A Survey of Methods for Groundwater Recharge in Arid and Semi-arid Regions. – Early Warning and Assessment Report Series, UNEP/DEWA/RS.02-2. United Nations Environment Programme, Nairobi/Kenya.

- [2]Wessolek, G, Duijnsveld, WHM, Trinks, S (2008) Hydro-pedotransfer functions (HPTFs) for predicting annual percolation rate on a regional scale. – Journal of Hydrology, 356: 17-27.
- [3]Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (Ed) (1998, 2001, 2003) Hydrologischer Atlas von Deutschland (Hydrological Atlas of Germany). - 1<sup>st</sup> Delivery 1998, 2<sup>nd</sup> Delivery 2001, 3<sup>rd</sup> Delivery 2003, Bonn.
- [4]Allen, RG, Pereira, LS, Raes, D, Smith, M (1998) Crop evapotranspiration – Guidelines for computing crop water requirements. - FAO Irrigation and Drainage Paper, 56, Rome.
- [5]Clarke, D, Smith, M, El-Askari, KH (1998) CropWat for Windows: User Guide. – Land and Water Development Division of FAO, Institute of Irrigation and Development Studies (IIDS) of Southampton University & National Water Research Center (NWRC) of Egypt. <http://www.fao.org/waicent/faoinfo/agricult/agl/aglw/cropwat.htm>
- [6]Stockholm Environment Institute (2005) WEAP - Water Evaluation and Planning System. User Guide for WEAP21, Stockholm.
- [7]Droubi, AM, Al-Sibai, M, Abdallah, A, Zahra, S, Obeissi, M, Wolfer, J, Huber, M, Hennings, V, Schelkes, K (2008) A Decision Support System (DSS) for Water Resources Management - Design and Results from a Pilot Study in Syria. – In: Zereini, F, Hötzl, H (Eds) Climatic Changes and Water Resources in the Middle East and North Africa. Environmental Science and Engineering, 20: 199-225, Springer-Verlag, Berlin.
- [8]Bodner, G, Loiskandl, W, Kaul, H-P (2007) Cover crop evapotranspiration under semi-arid conditions using FAO dual crop coefficient method with water stress compensation. – Agric Water Manage, 93: 85-98.
- [9]Liu, YJ, Luo, Y (2010) A consolidated evaluation of the FAO-56 dual crop coefficient approach using the lysimeter data in the North China Plain. – Agric Water Manage, 97: 31-40.

## **Основная глава 7.2 Анализ химических параметров Main Chapter 7.2 Analysing Chemical Parameters**

### **Глава II/76: ОЦЕНКА ПОСЛЕДСТВИЙ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ РЕК В ЕВРОПЕЙСКОЙ ЧАСТИ РОССИИ**

#### **Chapter II/76: Assessment of Anthropogene Impacts on the Ecological State of Rivers in European Russia**

**Ольга С. Решетняк**<sup>1,2</sup>

DOI 10.25680/2456.2018.74.20.173

Эл. Почта: [olgarel@rambler.ru](mailto:olgarel@rambler.ru)

1. Гидрохимический институт Росгидромета, проспект Стачки, 198, 344090, Ростов-на-Дону, Россия

2. Институт наук о Земле Южного федерального университета, ул. Зорге, 40, 344090 Ростов-на-Дону, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Выявлены возможные негативные изменения экологического состояния речных экосистем Европейской части России (ЕЧР). Рассмотрено распределение по ландшафтным зонам отдельных участков рек ЕЧР, испытывающих высокое антропогенное воздействие и, соответственно, характеризующихся наибольшим количеством случаев экстремально высокого уровня загрязнения (ЭВЗ) воды за многолетний период (1995-2012 гг.). В динамике отмечена тенденция уменьшения количества случаев ЭВЗ в период с 2000 по 2012 г. в водотоках южных ландшафтов. Показано, что при усилении антропогенного воздействия и высокой частоте повторяемости случаев ЭВЗ происходит усиление экологического регресса сообществ водных организмов. При этом ответной реакцией гидробиоценозов речных экосистем является как изменение общей численности сообществ, так и перестройка группового и видового состава структуры сообщества с выходом на доминирующее положение представителей загрязненных вод.

**Abstract.** The possible negative changes in the ecological state of river ecosystems in European Russia (ER) have been identified. The distribution of the river ecosystems of the ER experiencing high anthropogenic impact and, correspondingly, the highest number of cases of extremely high level of pollution (EHP) of water over a long-term period (1995-2012) is considered for landscape zones. In the dynamics there was a tendency to reduce the number of EHP cases in the period from 2000 to 2012 in the rivers of southern landscapes. It is shown that when the anthropogenic impact is increased and the frequency of recurrence is high, the ecological regress of communities of aquatic organisms is intensified. In this case, the response of the hydrobiocenoses of river ecosystems is both the change in the total number of communities, and the rearrangement of the group and species composition of the community structure with the dominance of representatives of polluted waters.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** речные экосистемы, ландшафтные зоны, антропогенное воздействие, загрязняющие вещества, загрязнение водной среды, состояние гидробиоценозов, экологический регресс.

**Keywords:** river ecosystems, landscape zones, anthropogenic impact, pollutants, water pollution, condition of hydrobiocenoses, ecological regression

## **ВВЕДЕНИЕ**

В современных условиях антропогенного воздействия проблемы рационального природопользования и охраны водных ресурсов становятся жизненно важными, особенно в промышленных районах, где сложилась напряженная экологическая ситуация, сформировались техногенно нарушенные геосистемы и возросла вероятность возникновения на водных объектах чрезвычайных экологических ситуаций, как природного, так и антропогенного характера [1-4].

В речные экосистемы поступает широкий комплекс органических и неорганических веществ, которые экосистемы не всегда способны ассимилировать. Это может привести к повышению загрязненности воды до уровней высокого (ВЗ) и экстремально высокого загрязнения (ЭВЗ), нарушению естественных закономерностей функционирования экосистем и снижению их стабильности. Основной опасностью экстремально высокого уровня загрязнения водной среды является ухудшение экологической ситуации на водных объектах. Несмотря на достаточно высокую способность к самоочищению, речные экосистемы весьма чувствительны к антропогенному воздействию [4-6]. Эти проблемы особенно остро стоят в регионах с развитой промышленностью, высокой плотностью размещения предприятий и высокой степенью урбанизации территории, к которым относится Европейская часть России (ЕЧР).

Цель данной работы – оценить последствия антропогенного воздействия на экологическое состояние речных экосистем ЕЧР, находящихся в различных ландшафтных зонах.

**МАТЕРИАЛ ИССЛЕДОВАНИЯ** – многолетняя (1995-2012 гг.) гидрохимическая и гидробиологическая информация государственной системы наблюдений (ГСН) Росгидромета. В работе рассмотрены реки или их участки с наибольшим количеством случаев экстремально высокого загрязнения (ЭВЗ) воды, то есть испытывающие более высокое антропогенное воздействие.

## **МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ**

Оценка изменчивости экологического состояния водных экосистем под воздействием антропогенной нагрузки и экологических последствий сводится к выявлению возможных причин изменчивости состояния, вызванных антропогенной трансформацией компонентного состава водной среды, и оценке ответной реакции отдельных популяций или биоценоза в целом на внешнее воздействие. При повышении уровня загрязненности воды происходит антропогенная трансформация водных экосистем, которая проявляется как в изменении компонентного состава водной среды, так и нарушении внутригодовых закономерностей содержания химических веществ.

Наглядным проявлением таких изменений является возникновение и увеличение повторяемости случаев ЭВЗ водной среды по одному или нескольким приоритетным загрязняющим веществам. **Экстремально высокое загрязнение (ЭВЗ) водоема или водотока** – это максимальное разовое содержание нормируемых веществ 1-го и 2-го классов опасности в концентрациях, превышающих предельно допустимую концентрацию (ПДК) в 5 раз и более, веществ 3-го и 4-го классов опасности - в 50 раз и более; снижение содержания растворенного кислорода до значения  $2 \text{ мг/дм}^3$  и менее; увеличение биохимического потребления кислорода (БПК) воды свыше  $40 \text{ мг/дм}^3$  (РД 52.24.643) [7].



**РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ.** Выполненная ранее оценка многолетней изменчивости степени загрязненности (качества) воды и состояния речных экосистем ЕЧР показала, что вода в большей части рек или их участков характеризуется как «загрязненная» или «очень загрязненная» (3-й класс) и «грязная» или «очень грязная» (4-й класс качества воды) [8]. Наименее загрязненными являются речные экосистемы тундровых и лесотундровых ландшафтов, а наиболее – зоны смешанных и широколиственных лесов, а также лесостепных и степных ландшафтов. Аналогичная закономерность выявлена и в изменчивости состояния рек по гидрохимическим показателям: в направлении с севера на юг на территории ЕЧР увеличивается количество водных объектов или их участков, находящихся в переходной состоянии от «естественного» или «равновесного» и «кризисному» или «критическому» с повышенной степенью загрязненности воды [8]. Столь высокий уровень загрязнения речных вод может быть обусловлен, в первую очередь, поступлением различных химических веществ, в том числе особо опасных загрязняющих соединений токсичных металлов [9] или аномально высокими концентрациями любых других загрязняющих веществ, обуславливающих возникновение ЭВЗ водных объектов ЕЧР.

Характеристика случаев ЭВЗ воды отдельных участков рек в различных ландшафтных зонах ЕЧР представлена в таблице 1. Можно отметить, что наибольшая повторяемость случаев экстремально высокого уровня загрязнения воды характерна для отдельных участков рек Ньюдауй, Пельшма, Блява, Преголя, Упа и для нижних участков рек Волга и Дон. В целом повторяемость возникновения случаев ЭВЗ воды на участках рек ЕЧР довольно высокая. Вместе с тем, отмечается тенденция уменьшения их числа в период с 2000 по 2012 г. на водотоках южных ландшафтов ЕЧР.

Как видно из данных таблицы 1, перечень загрязняющих веществ, аномально высокие концентрации которых обуславливают возникновение ЭВЗ воды отдельных речных экосистем ЕЧР разных ландшафтных зон, несколько варьирует. Так в таёжных ландшафтах приоритетными загрязняющими веществами являются органические вещества и соединения тяжелых металлов, в более южных районах (в зоне смешанных и широколиственных лесов, лесостепных и степных ландшафтах) в этот перечень добавляются биогенные вещества и ДДТ.

В условиях такой антропогенной нагрузки во многих речных экосистемах происходит антропогенная трансформация компонентного состава водной среды, вызывающая адаптационную перестройку гидробиоценозов [4]. Ответной реакцией экосистемы на высокий уровень загрязненности водной среды является изменение структурной организации отдельных сообществ водных организмов или экосистемы в целом. Увеличение антропогенной нагрузки и длительность ее воздействия приводит к нарушению стабильности экосистемы и, как следствие, к ухудшению ее экологического состояния.

Одним из наиболее информативных показателей для оценки экологического состояния речных экосистем является макрозообентос в силу его функциональных особенностей и высокой чувствительности к воздействию токсического и теплового загрязнения [13]. Изменчивость уровня развития и структурной организации макрозообентосных сообществ в речных экосистемах является универсальным откликом экосистем на внешнее антропогенное воздействие [4, 14].

**Таблица 1** – Распределение по ландшафтным зонам участков рек ЕЧР, испытывающих высокое антропогенное воздействие (с наибольшим количеством случаев ЭВЗ за период с 1995 по 2012г.)

| Река*                   | Пункт наблюдений       | Количество случаев ЭВЗ – загрязняющие вещества                        |
|-------------------------|------------------------|---|
| <i>Таёжная зона ЕЧР</i> |                        |   |
| Ньюдауй                 | устье, г. Мончегорск   | 310 – соединения Cu, Ni, Mo, Hg, ксантогенат бутиловый                |
| Пельшма                 | г. Сокол               | 263 – ЛООВ**, фенолы, ХПК, H <sub>2</sub> S, метанол, лигносульфонаты |
| Преголя                 | г. Калининград         | 205 – сероводород, соединения Hg                                      |
| Колос-йоки              | пгт Никель             | 94 – соединения Cu, Ni, Hg  |
| Неман                   | гг. Советск, Неман     | 73 – сероводород  |
| Травяная                | г. Мончегорск          | 61 – соединения Cu  |
| Белая                   | г. Апатиты             | 60 – соединения Mo, Hg, фосфаты                                       |
| Нама-йоки               | устье                  | 41 – дитиофосфат  |
| Вычегда                 | гг. Сыктывкар, Коряжма | 25 – соединения Cd  |
| Мезень                  | д. Малонисогорская     | 25 – соединения Mn  |

Таблица 1. Продолжение.

| <b>Южная тайга и зона смешанных и широколиственных лесов ЕЧР</b>  |   |   |
|---|---|---|
| Блява   | г. Медногорск                           | 209 – соединения Cu, Zn   |
| Упа   | п. Ломинцевский, г. Тула                | 185 – соединения Mn, азот нитритный                                   |
| Косьва  | г. Губаха, с. Перемское                 | 72 – соединения Fe, Mn, фенолы  |
| Дон   | гг. Донской, Воронеж                    | 69 – соединения Mn, ДДТ   |
| Москва  | гг. Воскресенск, Москва, Коломна        | 58 – азот нитритный и азот аммонийный, соединения Mn, Pb, фенолы, ДДТ |
| Хопер   | г. Борисоглебск                         | 36 – ДДТ  |
| Ока   | гг. Алексин, Коломна, Рязань, Дзержинск | 28 – Mn, метанол, формальдегид, азот нитритный                        |
| Тихая Сосна   | г. Острогожск                           | 28 – ДДТ  |
| <b>Лесостепная и степная зоны ЕЧР</b>   |   |   |
| Дон   | гг. Волгодонск, Ростов, Азов            | 185 – соединения Mn, Hg, ДДТ, азот нитритный                          |
| Волга***  | г. Астрахань, с. Верхнее Лебяжье        | 182 – сероводород, Hg, Cu, Zn, нефтепродукты                          |
| Кубань  | гг. Армавир, Кропоткин, Темрюк          | 49 – соединения Fe, Hg, ДДТ   |
| Камбилеевка   | с. Камбилеевское                        | 30 – соединения Zn, Cu, ЛООВ, фенолы                                  |
| Чапаевка  | г. Чапаевск                             | 25 – соединения Hg, Mn, бензол, ДДТ                                   |
| Примечания: *приведены реки с наибольшей повторяемостью случаев ЭВЗ воды за период с 1995 по 2010 г.; **ЛООВ – легкоокисляемые органические вещества, определяемые по БПК <sub>5</sub> .<br>***эти участки реки находятся в зоне полупустынь. |   |   |

В таблице 2 представлены основные характеристики развития макрозообентоса (общая численность сообщества и относительная численность олигохет в составе бентофауны) и уровень экологического регресса сообщества в исследуемых речных экосистемах ЕЧР с высокой частотой повторяемости случаев ЭВЗ воды. Как и следовало ожидать, на усиление антропогенного воздействия и повышение уровня загрязненности воды бентосные сообщества отвечают расширением диапазона общей численности сообщества и уменьшением видового разнообразия бентофауны с выходом на доминирующее положение группы олигохет.

Таблица 2 – Показатели развития макрозообентоса и уровень экологического регресса в отдельных речных экосистемах ЕЧР, испытывающих высокое антропогенное воздействие

| Река, пункт наблюдений         | Диапазон колебаний                  |                                       | Уровень экологического регресса [по 14] | Количество случаев ЭВЗ воды |
|--------------------------------|-------------------------------------|---------------------------------------|---|-----------------------------|
|                                | численности, тыс.экз/м <sup>2</sup> | относительной численности олигохет, % |   |                             |
| Колос-йоки, устье              | <u>0,13-605*</u><br>1,00-19,4       | <u>7-100</u><br>61-100                | Элементы экологического регресса        | 94                          |
| Хауки-лампи-йоки, г.Заполярный | <u>0,15-27,0</u><br>0,15-7,0        | <u>20-100</u><br>75-100               | Экологический регресс                   | 22                          |
| Нюдуай, г.Мончегорск           | <u>0,05-21,1</u><br>0,06-1,00       | <u>0-73</u><br>0-19                   | Угнетение развития                      | 310                         |
| Волга, г. Астрахань            | <u>0,02-20,3</u><br>0,02-3,86       | <u>0-100</u><br>40-96                 | Элементы экологического регресса        | 145                         |
| Волга, с. Верхнее Лебяжье      | <u>0,04-29,7</u><br>0,14-4,04       | <u>3-94</u><br>53-94                  |   | 37                          |

Таблица 2. Продолжение.

|  |                               |                        |   |     |
|--|-------------------------------|------------------------|---|-----|
| Волга, прот. Кигач, с. Подчалык  | $\frac{0,03-62,1}{0,24-10,5}$ | $\frac{0-92}{8-48}$    | Антропогенное напряжение с элементами экологического регресса | 39  |
| Волга, рук. Камызяк  | $\frac{0,02-35,8}{0,21-10,6}$ | $\frac{0-92}{40-89}$   | Элементы экологического регресса                              | 50  |
| Дон, г. Ростов-на-Дону   | $\frac{1,30-77,0}{1,10-16,0}$ | $\frac{0-100}{68-100}$ |   | 103 |
| Примечание *в числителе общий диапазон значений, в знаменателе – модальный интервал вариационного ряда данных. |                               |                        |   |     |

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ.

1. На основе анализа многолетней режимной гидрохимической и гидробиологической информации ГСН о химическом составе воды и состоянии сообществ водных организмов выявлены возможные негативные изменения в состоянии отдельных участков речных экосистем ЕЧР с высокой частотой повторяемости случаев экстремально высокого уровня загрязнения воды, проявляющиеся в усилении экологического регресса бентосных сообществ водных организмов.
2. В условиях современного антропогенного воздействия и высокой повторяемости случаев экстремально высокого загрязнения водной среды рек наибольшую нагрузку на территории ЕЧР испытывают отдельные участки рек Нюдуай, Пельшма, Блява, Преголя, Упа, Волга и Дон. В динамике отмечена тенденция уменьшения количества случаев ЭВЗ воды в период с 2000 по 2012 г. на водотоках южных ландшафтов ЕЧР.
3. Поступление загрязняющих веществ может стимулировать развитие одних групп организмов и угнетение других, нарушать устойчивость водных экосистем и приводить к изменению качества водной среды. Показано, что ответной реакцией гидробиоценозов исследуемых участков речных экосистем является перестройка группового и видового состава отдельных трофических уровней. При усилении процессов экологического регресса отдельных сообществ водных организмов происходит изменение как общей численности, так и структуры сообщества с выходом на доминирующее положение представителей загрязненных вод.
4. Полученные результаты могут быть в дальнейшем использованы при восстановлении и охране рек ЕЧР от загрязнения и разработке комплексного химико-биологического подходов к оценке качества поверхностных вод и состояния водных объектов. Это позволит сохранить благополучие речных экосистем, являющихся средой обитания гидробионтов, и обеспечить сбалансированное устойчивое функционирование экосистем в современных условиях антропогенного воздействия.

## ЛИТЕРАТУРА

- [1] Никаноров А.М., Брызгалов В.А. Пресноводные экосистемы в импактных районах России. Ростов-на-Дону: Изд-во «НОК». 2006. 275 с.
- [2] Решетняк О.С. Причины и последствия чрезвычайных экологических ситуаций на отдельных участках рек Российской Арктики // Известия вузов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки, № 1. 2010. С. 97-101.
- [3] Reshetnyak O.S. The Anthropogenic transformation of the water bodies of the European North of Russia // Russian Journal of General Chemistry. 2010. Т.80. № 13. С. 2738-2753.
- [4] Никаноров А.М., Брызгалов В.А., Решетняк О.С. Реки России в условиях чрезвычайных экологических ситуаций. Ростов-на-Дону: изд-во «НОК». 2012. 308 с.
- [5] Решетняк О.С. Экологические последствия загрязнения речных экосистем России // Вода Magazine, № 4(104), апрель 2016, С. 28-29.
- [6] Решетняк О.С. Особенности экстремально высокого уровня загрязнения воды экосистемы Нижней Волги // Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии. 2014. Т. 23, № 2. С. 103-106.
- [7] РД 52.24.633. Методические указания. Методические основы создания и функционирования подсистемы мониторинга экологического регресса пресноводных экосистем. СПб.: Гидрометеиздат, 2003. 32 с.
- [8] Никаноров А.М., Минина Л.И., Брызгалов В.А., Косменко Л.С., Кондакова М.Ю., Решетняк О.С., Даниленко А.О. Многолетняя изменчивость загрязненности воды и состояния речных

экосистем различных широтных зон Европейской части России // Водные ресурсы. 2016. Т. 43. № 5. С. 515-527.

[9] Решетняк В.Н., Решетняк О.С. Особо опасные экотоксиканты в речных экосистемах юга Европейской части России // Водные ресурсы, экология и гидрологическая безопасность: сборник трудов X международной научной конференции молодых ученых и талантливых студентов. М.: ИВП РАН, 2016. С. 200-202.

[10] Никаноров А.М., Соколова Л.П., Косменко Л.С., Решетняк О.С. Оценка состояния гидробиоценоза на участках водных объектов Кольского Севера с высокой степенью загрязненности воды соединениями меди и никеля // Метеорология и гидрология, № 11. 2009. С. 69-80.

[11] Решетняк О.С. Оценка состояния бактериопланктона водных объектов водных объектов Европейского Севера // Актуальные проблемы гуманитарных и естественных наук, № 12. 2009. С. 343-345.

[12] Решетняк О.С., Никаноров А.М., Брызгалов В.А., Косменко Л.С. Антропогенная трансформация водной экосистемы Нижней Волги // Водные ресурсы, 2013. Том 40, № 6. С. 623-632.

[13] Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / Под ред. В.А. Абакумова. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 318 с.

[14] Решетняк О.С. Изменчивость экологического состояния речных экосистем Европейской территории России под воздействием антропогенной нагрузки // Научное обеспечение реализации «Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 года»: Сборник научных трудов. Т.1. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2015. С.351-358.

## **Глава II/77: ЛАНДШАФТНАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА РЕЧНЫХ ВОД ЕВРОПЕЙСКОЙ ЧАСТИ РОССИИ**

### **Chapter II/77: Landscape Variability of Chemical Composition of River Waters in European Russia**

**Ольга С. Решетняк<sup>1,2</sup>**

DOI 10.25680/7909.2018.40.69.174

Эл. Почта: [olgare1@mail.ru](mailto:olgare1@mail.ru)

1. Гидрохимический институт Росгидромета, проспект Стачки, 198, 344090, г. Ростов-на-Дону, Россия

2. Институт наук о Земле Южного федерального университета, ул. Зорге, 40, 344090 г. Ростов-на-Дону, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Представлена пространственная изменчивости модальных интервалов концентраций (наиболее часто встречаемых значений за многолетний период) химических веществ и выявлены региональные особенности химического состава воды рек Европейской части России (ЕЧР) с учетом ландшафтных условий. Показано, что речные экосистемы ЕЧР функционируют в условиях повышенного (органические и биогенные вещества, соединения никеля и цинка) или высокого (фенолы, нефтепродукты, соединения железа, меди и марганца) содержания химических веществ, что обуславливает формирование повышенного «антропогенно измененного» природного фона. Ландшафтная изменчивость химического состава речных вод ЕЧР соответствует принципу гидрохимической зональности и проявляется для большинства показателей в увеличении содержания химических веществ с севера на юг.

**Abstract.** The spatial variability of the modal concentration intervals (the most common values for a long-term period) of chemical substances is presented and regional features of the chemical composition of the rivers water in European Russia (ER) are determined taking into account the landscape conditions. It is shown that the river ecosystems of the ER function in the conditions of increased (organic and biogenic substances, nickel and zinc compounds) or high content (phenols, oil products, iron, copper and manganese compounds), which causes the formation of an increased "anthropogenically changed" natural background. The landscape variability of the chemical composition of the river waters in ER corresponds to the principle of hydrochemical zoning and is manifested for the majority of indicators in increasing the content of chemical substances from north to south.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** речные экосистемы, ландшафтные зоны, химический состав, реки Европейской части России.

**Keywords:** river ecosystems, landscape zones, chemical composition, rivers of the European Russia.

## **ВВЕДЕНИЕ**

Европейская часть России (ЕЧР) характеризуется широким биоклиматическим диапазоном – от арктической пустыни и тундры до полупустынь и пустынь. Такая сложность строения территории обуславливает необходимость учета ландшафтных особенностей формирования химического состава воды рек при изучении изменчивости качества воды и состояния водных экосистем. Поэтому данная работа, посвященная выявлению региональных особенностей химического состава воды речных экосистем ЕЧР, является актуальной.

## **МАТЕРИАЛЫ ИССЛЕДОВАНИЯ**

Исследование выполнено на основе многолетней (1980-2012 гг.) гидрохимической информации государственной системы наблюдений (ГСН) Росгидромета. Объектами исследования являются более двухсот речных экосистем (участков рек) в различных ландшафтных зонах ЕЧР, вода которых имеет сложный многокомпонентный состав, изменяющийся во времени и пространстве.

В работе использована информация о химическом составе воды рек в 17 пунктах наблюдений на 13 реках в зонах тундры и лесотундры, 89 пункте наблюдений на 68 реках в зоне тайги, 65 пунктах наблюдений на 47 реках в зоне смешанных и широколиственных лесов, 56 пунктах наблюдений на 37 реках в зоне лесостепей и 40 пунктах наблюдений на 28 реках в зоне степей.

Использование карты физико-географического районирования Геопортала Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова позволило распределить исследуемые речные экосистемы по ландшафтным зонам [1]. Из-за нерегулярности наблюдений и недостаточности данных в исследование не включены участки рек горных районов и водотоки, формирующиеся в условиях аридного климата (в зонах полупустынь и пустынь).

## **МЕТОДИКА ИССЛЕДОВАНИЯ**

Для учета всей совокупности природных факторов в формировании химического состава речных вод участки рек сгруппированы по ландшафтным зонам. Ландшафт как единица районирования водосборной территории интегрирует в себе особенности компонентов окружающей среды, представляя собой некоторое единство природно-климатических, геоморфологических, гидрографических и других факторов. Однако разнообразие и региональные особенности природных условий даже в границах одного ландшафта, динамичность реки, влияние техногенных факторов нередко приводят к тому, что между участками рек из территориально несмежных геосистем больше сходства в компонентном составе, чем между речными участками в пределах одного ландшафта.

Региональные особенности химического состава воды рек ЕЧР рассмотрены по пространственной изменчивости модальных интервалов (МИ) концентраций химических веществ за многолетний период. Модальный интервал многолетнего ряда наблюдений – это интервал, в который попадает наибольшее число значений концентрации. Именно эти значения концентраций соответствуют наиболее частому состоянию экосистемы и характеризуют её абиотическую составляющую.

Вариационные ряды гидрохимических данных обладают всеми свойствами статистических совокупностей и, вместе с тем, имеют ряд специфических особенностей, к которым можно отнести: неэквидистантность (нерегулярностью отбора проб), неоднородность, нестационарность (наличие суточных, годовых и других флуктуационных процессов), присутствие «нулевых значений» концентраций отдельных веществ, наличие «выбросов» (аномально высоких или низких значений пока-

зателя), пропуски в наблюдениях и ненормальность распределения. Все эти особенности были учтены в ходе предварительной подготовке рядов первичных данных перед статистической обработкой. Для таких совокупностей данных с логнормальным распределением выполнено исключение anomalously больших или малых значений на основе внутренних «барьеров Тьюки» - статистических фильтров, позволяющих отсеять данные, резко отклоняющиеся от типичных для данной выборки. Пакет прикладных программ Statistica позволяет автоматически обнаружить такие «отклонения» или «выбросы» с помощью гистограмм «ящик-с-усами».

С использованием стандартного статистического пакета Statistica 6,0 рассчитаны МИ рядов многолетних данных значений концентраций хлоридов, сульфатов, азота аммонийного, азота нитритного, легкоокисляемых органических веществ (ЛООВ) (определяемых по показателю БПК<sub>5</sub>), нефтепродуктов, фенолов, соединений железа, меди, цинка, никеля и марганца. Далее для выявления региональных особенностей химического состава речных вод были обобщены модальные интервалы для всех речных экосистем внутри каждой ландшафтной зоны. Результаты такого обобщения представлены ниже в таблице 1 и на рисунке 1.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Анализируя представленные в таблице данные, можно выделить для речных экосистем, находящихся в различных ландшафтных зонах ЕЧР, ряд закономерностей, характеризующих ширину МИ значений концентраций (так называемый «антропогенно измененный» природный фон [2, 3]). Во всех зонах ЕЧР верхние границы модальных интервалов по ряду показателей незначительно меняются при переходе от одной ландшафтной зоны к другой: так верхняя граница МИ концентрации ЛООВ превышала ПДК в 2,0-4,0; азота аммонийного – 1,6-2,6; соединений никеля – 1,5-2,0; соединений цинка – 1,5-4,5 и азота нитритного в 3,0-5,0 раз. Эти показатели можно считать стабильными и не подчиняющимися классической гидрохимической зональности (т.е. региональные значения содержания этих веществ мало изменяются в зависимости от ландшафтных условий).

**Относительно высокое, но равномерное содержание** в речных водах наблюдается для фенолов – во всех ландшафтных зонах Европейской части России верхняя граница МИ концентрации соответствует 5-8 ПДК, за исключением зоны тайги (до 10 ПДК), и для соединений железа – во всех ландшафтных зонах верхняя граница МИ концентрации соответствует 7-10 ПДК (таблица 1).

**Значительные различия** в наиболее часто встречаемых концентрациях отмечены по таким показателям, как нефтепродукты, соединения меди и марганца. Во всех ландшафтных зонах содержание в речной воде нефтепродуктов в пределах модальных интервалов превышало ПДК от 2 до 14 раз, по соединениям меди – от 2 до 12 и марганца – от 5 до 16 (таблица 1, рисунок 1).

Полученные данные согласуются с опубликованными ранее результатами исследований [4-9], в которых показано, что речные экосистемы на протяжении последних лет функционируют в условиях повышенного «антропогенно измененного» фона и находятся в «кризисном» состоянии. Кроме этого выделяется ряд рек или их участков (исключения), ещё с более высокими содержаниями химических веществ (см. примечание к таблице). Это чаще всего реки высоко урбанизированных центральных районов ЕТР, испытывающие высокую антропогенную нагрузку и характеризующиеся наихудшим качеством воды.

Рассматривая зональное изменение концентрации компонентов химического состава рек ЕЧР можно выделить следующие закономерности. Так при переходе от зон тундры и лесотундры к зоне степей происходит незначительное увеличение концентраций азота нитритного и легкоокисляемых органических веществ. По таким показателям как фенолы, нефтепродукты, соединения изученных тяжёлых металлов отмечается повышение их содержания в водной среде речных экосистем таёжной и лесной зон с последующим снижением при переходе к лесостепной и степной зонам.

Концентрации в воде рассмотренных соединений значительно варьируют в зависимости от ландшафтных условий. Однако можно выделить природные зоны, где региональное (природное) содержание химических веществ более высокое (максимальное) по сравнению с другими зонами – это зоны тайги и смешанных и широколиственных лесов.

Для речных экосистем этих ландшафтов характерны максимальные содержания химических веществ на уровне 8-10 ПДК по фенолам, 11-14 – по нефтепродуктам, 12 – по соединениям меди и 12-16 – по соединениям марганца (таблица 1).

Таким образом, химический состав речных вод ЕЧР, формирующийся в различных ландшафтных условиях, во многом зависит от региональных (фоновых) геохимических, климатических и других



характеристик. Поэтому возросла необходимость учета их природного регионального гидрохимического фона и выделения региональных особенностей функционирования речных экосистем

**Таблица 1** – Обобщенные модальные интервалы концентраций химических веществ в речных водах различных ландшафтных зон ЕЧР

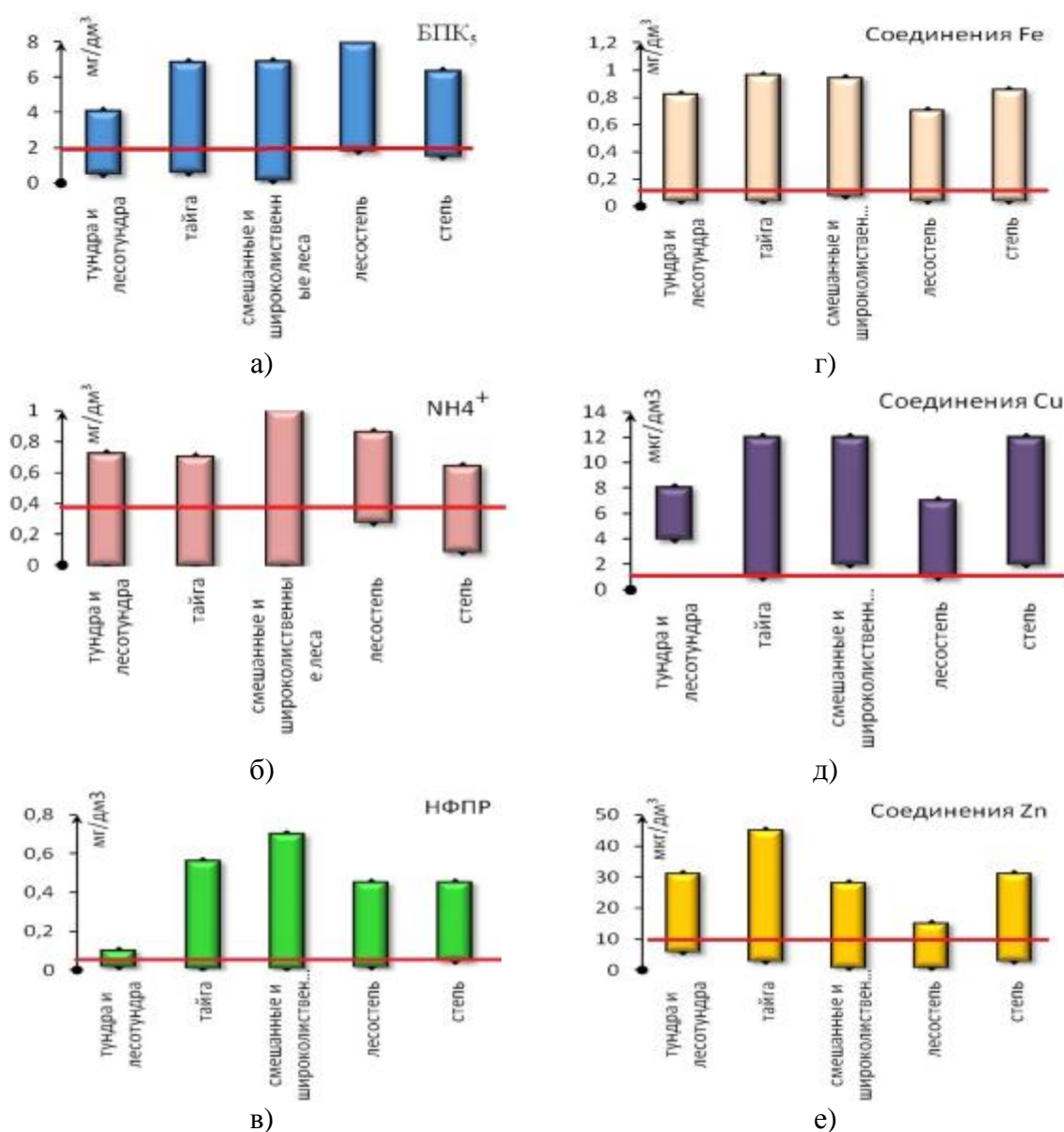
| Химические вещества         | Обобщенные МИ значений концентраций для зоны (в мг/дм <sup>3</sup> ) |                           |                                   |                           |                         |
|-----------------------------|--|---------------------------|-----------------------------------|---------------------------|-------------------------|
|                             | тундра и лесотундра  | тайга                     | смешанные и широколиственные леса | лесостепь                 | степь                   |
| Хлориды                     | 1,10-7,10  | 1,10-22,7                 | 5,70-79,2                         | 1,00-121                  | 1,40-284 <sup>1</sup>   |
| Сульфаты                    | 0,40-24,2  | 0,50-85,5 <sup>2</sup>    | 3,80-164                          | 0,96-356 <sup>3</sup>     | 38,9-410 <sup>4</sup>   |
| ЛООВ (по БПК <sub>5</sub> ) | 0,52-4,05  | 0,62-6,85                 | 0,16-6,86 <sup>5</sup>            | 1,84-7,91                 | 1,52-6,32               |
| Азот аммонийный             | н.о.*-0,72   | н.о.-0,70 <sup>6</sup>    | н.о.-1,00 <sup>7</sup>            | 0,28-0,86 <sup>8</sup>    | 0,09-0,64 <sup>9</sup>  |
| Азот нитритный              | н.о.-0,010   | 0,001-0,060 <sup>10</sup> | н.о.-0,066 <sup>11</sup>          | 0,007-0,090 <sup>12</sup> | 0,006-0,099             |
| Фенолы                      | 0,002-0,006  | 0,001-0,010               | 0,001-0,008                       | н.о.-0,005                | 0,001-0,006             |
| Нефтепродукты               | 0,02-0,10  | 0,01-0,56 <sup>13</sup>   | 0,01-0,70                         | 0,02-0,45                 | 0,05-0,45               |
| Соединения железа           | 0,04-0,82  | 0,04-0,96 <sup>14</sup>   | 0,08-0,94 <sup>15</sup>           | 0,04-0,70                 | 0,04-0,85 <sup>16</sup> |
| Соединения меди             | 0,004-0,008  | 0,001-0,012               | 0,002-0,012                       | 0,001-0,007               | 0,002-0,012             |
| Соединения цинка            | 0,006-0,031  | 0,003-0,045               | 0,001-0,028                       | 0,001-0,015               | 0,003-0,031             |
| Соединения никеля           | 0,001-0,008 <sup>17</sup>  | 0,001-0,020               | н.о.-0,015                        | н.о.-0,009                | н.о.-0,008              |
| Соединения марганца         | 0,010-0,050  | н.о.-0,123 <sup>18</sup>  | 0,008-0,163                       | 0,011-0,108 <sup>19</sup> | нет данных              |

Примечания: \*н.о. – ниже предела обнаружения.  
 Исключения: 1 – рр. Северский Донец, Маныч, Средний Егорлык (МИ = 191-576 мг/дм<sup>3</sup>); 2 – рр. Можель, Ухта (МИ = 71,8-140 мг/дм<sup>3</sup>); 3 – рр. Дон, Быстрый Танып (МИ = 307-552 мг/дм<sup>3</sup>); 4 – рр. Кундоочья, Маныч, Миус (МИ = 594-1120 мг/дм<sup>3</sup>) и р. Средний Егорлык (МИ = 1190-2738 мг/дм<sup>3</sup>); 5 – рр. Москва, Клязьма, Неман (МИ= 3,08-10,00 мг/дм<sup>3</sup>); 6 – рр. Волошка, Вологда и Охта (МИ = н.о.-2,81 мг/дм<sup>3</sup>); 7 – рр. Москва, Пахра и Клязьма (МИ= н.о.-5,20 мг/дм<sup>3</sup>); 8 – рр. Инсар, Упа, Степной Зай, Зай Дон (МИ= 0,10-2,65 мг/дм<sup>3</sup>); 9 – рр. Калаус, Чапаевка (МИ= н.о.-1,84мг/дм<sup>3</sup>); 10 – рр. Вологда, Мга (МИ= н.о.- 0,110 мг/дм<sup>3</sup>); 11 – рр. Москва, Пахра и Клязьма (МИ= н.о.- 0,216 мг/дм<sup>3</sup>); 12 –рр. Упа, Степной Зай, Зай, Оскол, Тихая Сосна (МИ = 0,010-0,212 мг/дм<sup>3</sup>); 13 – р. Вига (МИ = н.о.-1,12 мг/дм<sup>3</sup>); 14 – р. Нея (МИ = 0,005-1,24 мг/дм<sup>3</sup>); 15 – р. Пра (МИ = 1,33-2,60 мг/дм<sup>3</sup>); 16 – р. Калаус (МИ = 0,005-1,14мг/дм<sup>3</sup>); 17– р. Печенга (МИ = 0,016-0,045мг/дм<sup>3</sup>); 18 – р. Вига (МИ = н.о.-0,204 мг/дм<sup>3</sup>); 19 – рр. Дон, Упа, Быстрый Танып (МИ = 0,010-0,490 мг/дм<sup>3</sup>).

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. На основе анализа пространственной изменчивости модальных интервалов концентраций (наиболее часто встречаемых значений за многолетний период) химических веществ выявлены региональные особенности химического состава воды речных экосистем Европейской части России с учетом ландшафтных условий.
2. Показано, что речные экосистемы ЕЧР функционируют в условиях повышенного (органические и биогенные вещества, соединения никеля и цинка) или высокого (фенолы, нефтепродукты, соединения железа, меди и марганца) содержания химических веществ, что обуславливает формирование повышенного «антропогенно измененного» природного фона.
3. Ландшафтная изменчивость химического состава речных вод ЕЧР проявляется, например, в увеличении содержания одних веществ (азота нитритного и легкоокисляемых органических веществ) с севера на юг и в повышении концентраций других до таёжных ландшафтов с последующим снижением при переходе к лесостепной и степной зонам (фенолы, нефтепродукты, соединения тяжёлых металлов).

4. Полученные результаты могут быть использованы для решения в дальнейшем таких практических задач, как региональная оценка качества воды и состояния водных экосистем, особенно для водных объектов, подверженных длительному хроническому загрязнению, разработка региональных нормативов и др.



**Рисунок 1** – Зональная изменчивость содержания химических веществ в речных водах Европейской части России за многолетний период: а) – легкоокисляемые органические вещества (по БПК<sub>5</sub>); б) – азот аммонийный, в) – нефтепродукты; г) – соединения железа; д) – соединения меди; е) – соединения цинка (красная линия - ПДК).

## ЛИТЕРАТУРА

- [1] Геопортал МГУ: [URL:<http://www.geogr.msu.ru:802/FGR/>](http://www.geogr.msu.ru:802/FGR/)
- [2] Никаноров А.М., Брызгалов В.А. Пресноводные экосистемы в импактных районах России. Ростов-на-Дону: «НОК», 2006. – 275с.
- [3] Никаноров А.М., Брызгалов В.А., Черногаева Г.М. Антропогенно изменённый природный фон и его формирование в пресноводных экосистемах России // Метеорология и гидрология, 2007, № 11. – С. 62-79.
- [4] Никаноров А.М., Брызгалов В.А., Решетняк О.С. Реки России в условиях чрезвычайных экологических ситуаций. Ростов-на-Дону: НОК, 2012. – 310 с.

- [5] Решетняк О.С., Никаноров А.М., Брызгалов В.А., Косменко Л.С. Антропогенная трансформация водной экосистемы Нижней Волги // Водные ресурсы, 2013. – Том 40, № 6. – С. 623-632.
- [6] Решетняк О.С. Изменчивость экологического состояния речных экосистем Европейской территории России под воздействием антропогенной нагрузки // Научное обеспечение реализации «Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 года»: Сборник научных трудов. Т.1. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2015. С.351-358.
- [7] Никаноров А.М., Минина Л.И., Брызгалов В.А., Косменко Л.С., Кондакова М.Ю., Решетняк О.С., Даниленко А.О. Многолетняя изменчивость загрязненности воды и состояния речных экосистем различных широтных зон Европейской части России // Водные ресурсы. 2016. Т. 43. № 5. С. 515-527.
- [8] Решетняк В.Н., Решетняк О.С. Особо опасные экотоксиканты в речных экосистемах юга Европейской части России // Водные ресурсы, экология и гидрологическая безопасность: сборник трудов X международной научной конференции молодых ученых и талантливых студентов. М.: ИВП РАН, 2016. С.200-202.
- [9] Reshetnyak O.S. The Anthropogenic transformation of the water bodies of the European North of Russia // Russian Journal of General Chemistry. 2010. T.80. № 13. С. 2738-2753.

## Chapter II/78: AN LC-HESI-MS/MS METHOD FOR THE ANALYSIS OF GLYPHOSATE AND AMINOMETHYLPHOSPHONIC ACID IN SALTWATER MATRICES

### Глава II/78: Метод ЖХ-МС/МС с высокотемпературной электрораспылительной ионизацией для определения глифосата и аминометилфосфоновой кислоты в водно-солевых матрицах

Wael Skeff\*, Detlef E. Schulz-Bull

DOI 10.25680/2987.2018.62.65.175

\*Email: wael.skeff@io-warnemuende.de

Leibniz Institute for Baltic Sea Research Warnemuende, Department of Marine Chemistry, Seestrasse 15, 18119 Rostock, Germany

**ABSTRACT.** The analysis of amphoteric compounds, as glyphosate and AMPA, in saltwater matrices is a continuing challenge in analytical chemistry due to (i) their possible formation of complexes with the metal cations present in salt-based matrices and (ii) problems related to their extraction from the salt matrices. For the method development, the influence of salt matrices on the reversed-phase liquid chromatography behavior and heated electrospray ionization tandem mass spectrometry detection (RP-LC-HESI-MS/MS) was investigated [1]. Furthermore, a fast and sensitive LC-MS/MS method was developed and validated, that allows the analysis of glyphosate and AMPA in saltwater matrices at trace level concentrations ( $LOD_{\text{glyphosate}}$ : 27 ng/L,  $LOD_{\text{AMPA}}$ : 31 ng/L) [2]. The method was effectively applied to study the occurrence of both contaminants in the estuaries of the Baltic Sea and their potential transport into the Baltic Sea.

**Резюме.** Определение таких амфотерных соединений, как глифосат и аминометилфосфоновая кислота, в водно-солевых матрицах остается сложной задачей в аналитической химии вследствие 1) возможного образования их комплексов с катионами металлов, присутствующими в солевых матрицах, и 2) проблем, связанных с их выделением из солевых матриц. Для разработки метода было исследовано влияние солевых матриц на разделение соединений в жидкостной хроматографии с обращенной фазой и тандемное масс-спектрометрическое детектирование с использованием высокотемпературной электрораспылительной ионизации [1]. Кроме того, была выполнена разработка и валидация быстрого и чувствительного метода ЖХ-МС/МС, который позволяет определять глифосат и аминометилфосфоновую кислоту в водно-солевых матрицах в следовых концентрациях (предел обнаружения соответственно 27 и 31 нг/л) [2]. Метод был эффективно применен для изучения присутствия обоих загрязнителей в эстуариях Балтийского моря и их потенциального переноса в Балтийское море.

**KEYWORDS:** Glyphosate, AMPA, LC-MS/MS, reversed phase, metal complexes, method development, Salt matrices, Baltic Sea estuaries

**Ключевые слова:** Глифосат, АМПА, LC-MS / MS, обратная фаза, комплексы металлов, разработка методов, Солевые матрицы, эстуарии Балтийского моря

## INTRODUCTION

Glyphosate (N-phosphonomethyl-glycine) is a post-emergence, non-selective, broad-spectrum organophosphorus herbicides intensively used for agricultural and non-agricultural purposes [3]. AMPA is the main break-down product of glyphosate detected in different environmental compartments, such as soil, water, and plants [4]. Reversed-phase (RP) in combination with LC-ESI-MS/MS after pre-derivatization of glyphosate and AMPA with 9-fluorenylmethyl chloroformate (FMOC-Cl) is the predominant analytical method for these highly polar and amphoteric compounds in different water matrices, including ground water, drinking water, rain and riverine waters [3,5,6]. Glyphosate and AMPA are not regularly monitored in the marine environment, among other reasons owing to analytical challenges due to the compounds' chemical properties. Their amphoteric characterization with functional groups such as phosphonate, amino, and carboxylate, are expected to be more vulnerable to saltwater matrices due to the possible formation of pH-dependent complexes with metals ions and mineral surfaces [7–8]. Consequently, their analysis in samples containing metal ions, such as occurs in seawater samples, can be very difficult.

## AIM OF THE METHOD

The objectives of the present work are (i) to obtain information on the influence of salt matrices in analyses of glyphosate and AMPA using RP-LC-HESI-MS/MS after derivatization of the analytes with FMOC-Cl in water (ii) to develop a fast and easy LC-MS/MS method that enables their identification and quantification in marine water samples at a trace concentration level.

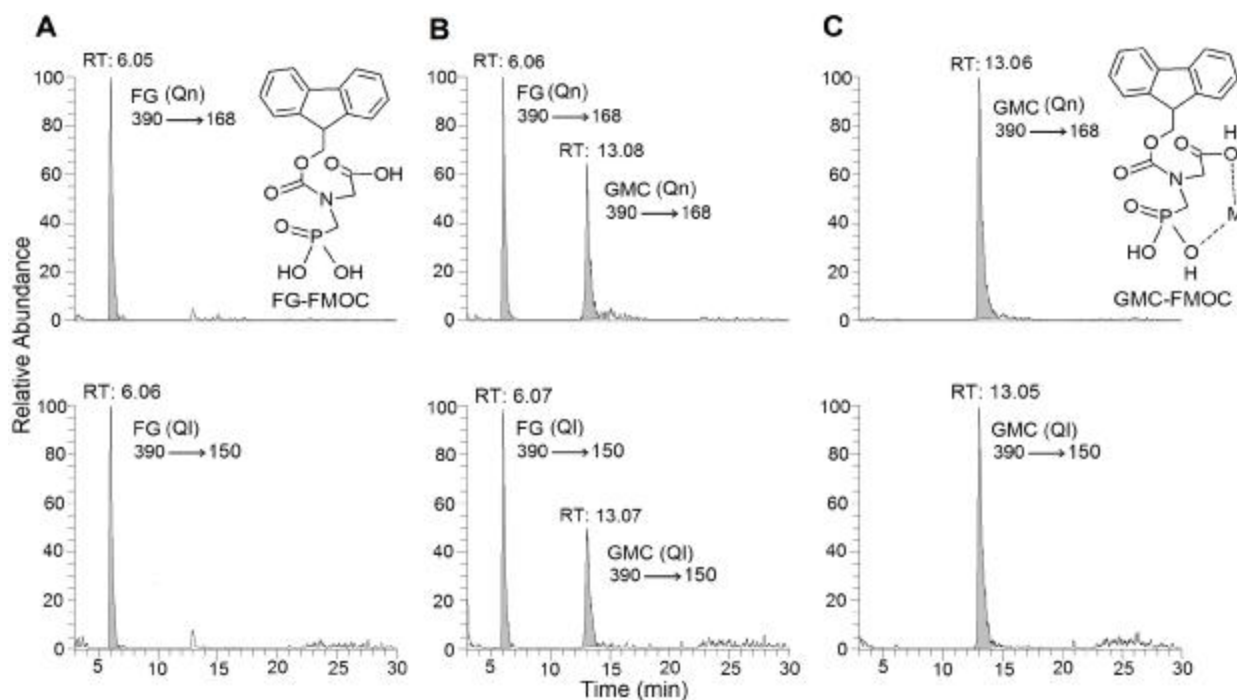
## PRINCIPLE AND PROCEDURE

**Principle:** The detailed description of the used materials, sample preparation, derivatization process, instrumentations and analytical conditions can be found in Skeff et al. [1, 2]. In brief, glyphosate and AMPA were derivatized with FMOC-Cl at pH 9 for 2 hours. Samples were directed to reverse phase chromatographic separation on a Gemini-NX C18 column coupled to a Gemini-NX Security Guard cartridge. Samples were eluted gradually from the column with A a 2 mM ammonium hydrogen carbonate buffer and ammonia solution (32% (v/v)) with a pH of 9 and B acetonitrile. Glyphosate and AMPA analysis was conducted on an LC triple quadrupole mass analyzer. The compounds were ionized through the HESI interface and detected in the Selected Reaction Monitoring (SRM) mode.

**Procedure:** The effect of a salt matrix on the RP-LC behavior of glyphosate, and AMPA in water and, consequently, on the identification of these compounds was investigated. The results showed that glyphosate, not AMPA, was the analyte with a strong tendency to form glyphosate-metal complexes (GMC), which clearly influenced the analysis. The retention times (RTs) of GMC and free glyphosate (FG) differed by approximately 7.00 min (Figure 1), reflecting their distinct RP-LC behaviors. Due to the different molecular masses of GMC and free glyphosate, diverse parent ions should be formed in the ionization source. The formation of same parent ion ( $m/z$  390) by the two analytes may have been caused due to the thermal lability of GMC derivative in the HESI interface during the ionization process (vaporizer temperature 200 °C). This may have induced derivatized free glyphosate formation [FG-FMOC-H] and, consequently, the production of the same product ions ( $m/z$  150 and 168) in the second quadrupole (Q2). Divalent cations, but not monovalent ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ) or trivalent ( $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ) cations, contributed to this effect and their influence was concentration-dependent. In addition,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Co}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ , and  $\text{Mn}^{2+}$  prevented glyphosate detection whereas  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , and  $\text{Sr}^{2+}$  altered the retention time. At certain tested concentrations of  $\text{Ca}^{2+}$  (Figure 1) and  $\text{Sr}^{2+}$  glyphosate yielded two peaks, which violated the fundamental rule of LC, that under the same analytical conditions a single substance yields only one LC-peak with a specific RT. Our research finding demonstrated that  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , and  $\text{Sr}^{2+}$  can be used together with FMOC-Cl to form GMC-FMOC which is suitable for RP-LC-HESI-MS/MS analysis.

The impact of salt matrices on the quantitative analysis of both compounds was also carried out in this work. Salt-matrix-induced ion suppression was observed for both analytes, especially under high salt concentrations [1]. The use of stable, isotopically labeled glyphosate and AMPA internal standards prepared in the same sample matrix can well-correct the problems related to sample preparation, complexes formation, and ion suppression.

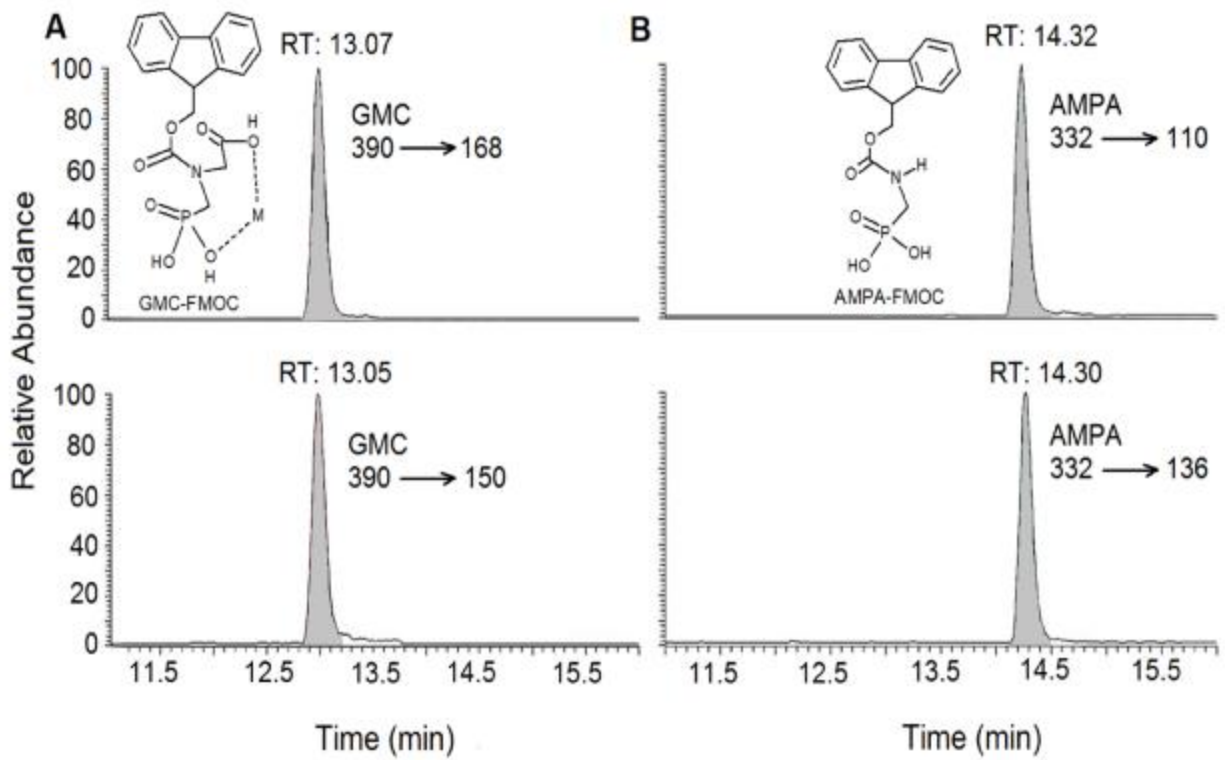
Due to the ionic property of glyphosate and AMPA, their extraction from saltwater matrices can be an analytical problem. Therefore, our strategy for the method development was based on the optimization of the chromatographic and detector specific parameters to yield the best resolution of the compounds as well as the highest detector sensitivity possible. LC conditions were tested with respect to eluent compositions, different buffer concentrations in the eluent A and B, various variants gradient elution and different mobile phase flow rates. Mass detector parameters such as spray voltage, auxiliary gas flow rates, sheath gas pressure, vaporizer temperature and capillary temperature were also optimized for both compounds. The optimized parameters greatly improved the sensitivity of the method that allows the measurement of glyphosate and AMPA until concentration limits (LODs) of 27 ng/L and 31 ng/L, respectively. Satisfactory control data including linearity ( $R^2 > 0.999$ ), precision (relative standard deviation RSD < 12%), accuracy (relative error RE < 16%), analytes and system stability were obtained. A sensitive and straightforward method in hand might allow monitoring programs to be expanded by glyphosate and AMPA measurements in the marine environment.



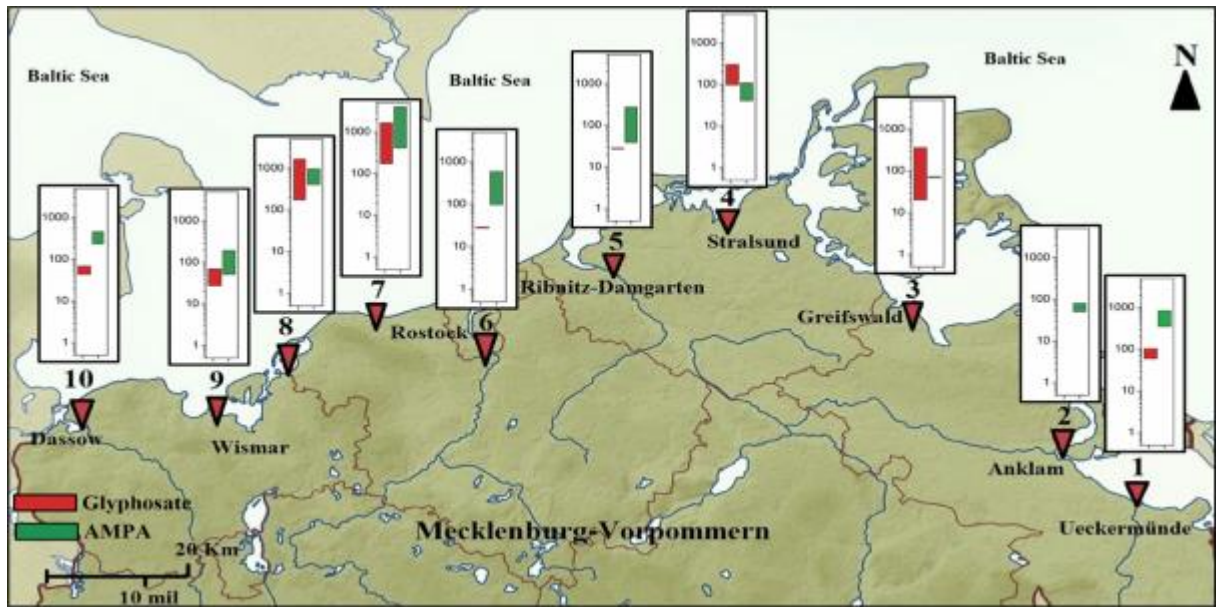
**Figure 1.** SRM chromatograms obtained from the analysis of 5  $\mu\text{g/L}$  glyphosate in solutions supplemented with different  $\text{Ca}^{2+}$  concentrations: A. 4 mg/L, B. 30 mg/L and C. 40 mg/L. The first peaks are shown according to the quantified ions (Qn) and the second peaks according to the qualified ions (QI).

## TEST RESULT

The influence of sample matrices on glyphosate and AMPA analysis was examined in enormous environmental aqueous samples of rain, ground, drainage, riverine, estuarine, lagoon, Baltic Sea, and North Sea waters. The samples were collected at different sampling sites from Germany in 2016 and included different matrix and salt contents. Each of the aqueous samples was spiked with glyphosate and AMPA, and analyzed using the LC-MS/MS method. The result indicated the negligible influence of the sample matrices on the RP-LC behaviors of AMPA and therefore on their identification. In the case of glyphosate, it was eluted as GMC at  $\text{RT} \approx 13.00$  min in all analyzed samples with a maximum RTs variation of 0.3 min. The exception was the rainwater sample ( $\text{RT} \approx 6.00$  min), which because of the low ionic content of rainwater, glyphosate was eluted as free glyphosate. None of the environmental samples yielded two glyphosate elution peaks in the same chromatogram. Instead, the results showed the strong tendency of glyphosate in these samples to form complexes in different types of water, with the subsequent detection of those newly formed GMC. SRM chromatograms obtained from glyphosate and AMPA analysis in Baltic Sea estuarine water samples (salinity 0.4) are shown in figure 2.



**Figure 2.** SRM chromatograms obtained from analysis A. glyphosate and B. AMPA in a natural water sample collected from Muehlen estuary (Station 7 figure 3). Two peaks of each compound are represented in the chromatograms. First peaks are according to the quantifier ions (Qn) and the second to qualifier ions (Ql).



**Figure 3.** The Baltic Sea estuary sampling sites 1 to 10 (1: Uecker, 2: Peene, 3: Ryck, 4: Barthe, 5: Recknitz, 6: Warnow, 7: Muehlenfluss, 8: Hellbach, 9: Wallensteigraben and 10: Stepenitz) are distributed along the coast of Mecklenburg-Vorpommern. Glyphosate (red) and AMPA (green) concentrations are represented in ng/L.



## APPLICATION

Water samples were collected during the application period of pesticides between May and September from ten different estuarine stations distributed along the Baltic Sea coastline of Mecklenburg-West Pomerania, Germany (Figure 3) at different time intervals. The samples were analyzed using the developed method in order to study the presence of glyphosate, AMPA and their potential transport into the Baltic Sea. As it can be seen from Figure 3, all estuaries were contaminated with AMPA and nine of them with glyphosate. Glyphosate concentrations ranged from 28 to 1690 ng/l, while AMPA was found at higher concentrations (from 45 to 4156 ng/l). The detection frequencies of glyphosate and AMPA in the water samples were 73% and 93%, respectively. Our method was effectively applicable for glyphosate and AMPA analysis in saltwater matrices. This allowed gaining the first information on the presence of both contaminants in the marine environment.

## CONCLUSIONS

1. We studied the influence of salt matrices on the RP-LC behavior and HESI-MS/MS detection of glyphosate and AMPA.
2. We were able to analysis glyphosate as metal complexes.
3. A straightforward LC-MS/MS method was developed for glyphosate and AMPA analysis in saltwater matrices.
4. The method was effectively applicable for the analysis of glyphosate and AMPA in estuarine water.
5. We conducted the first study on transport glyphosate and AMPA from land to sea.

## REFERENCES

- [1] Skeff, W., Recknagel, C., Schulz-Bull, D.E. 2016. The influence of salt matrices on the reversed-phase liquid chromatography behavior and electrospray ionization tandem mass spectrometry detection of glyphosate, glufosinate, aminomethylphosphonic acid and 2-aminoethylphosphonic acid in water, *J. Chromatogr A*, 1475, 64-73.
- [2] Skeff, W., Neumann, C., Schulz-Bull, D.E. 2015. Glyphosate and AMPA in the estuaries of the Baltic Sea method optimization and field study, *Mar Pollut Bull*, 100, 577-585.
- [3] Ibanez, M., Pozo, O.J., Sancho, J.V., Lopez, F.J., Hernandez, F. 2005. Residue determination of glyphosate, glufosinate and aminomethylphosphonic acid in water and soil samples by liquid chromatography coupled to electrospray tandem mass spectrometry, *J. Chromatogr A*, 1081, 145-155.
- [4] Koskinen, W.C., Marek, L.J., Hall, K.E. 2016. Analysis of glyphosate and aminomethyl-phosphonic acid in water, plant materials and soil, *Pest. Manag. Sci.* 72, 423–432.
- [5] Scribner, E.A., Battaglin, W.A., Gilliom, R.J., Meyer, M.T. 2007. Concentrations of glyphosate, its degradation product, aminomethylphosphonic acid, and glufosinate in ground-and surface-water, rainfall, and soil samples collected in the United States, 2001-06, U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2007-5112, 111p.
- [6] Vereecken, H. 2005. Mobility and leaching of glyphosate: a review, *Pest. Manag. Sci.* 61, 1139–1151.
- [7] Barja, B.C., Afonso, M.D. 2005. Aminomethylphosphonic acid and glyphosate adsorption onto goethite: a comparative study, *Environ. Sci. Technol.* 39, 585–592.
- [8] Freuze, I., Jadas-Hecart, A., Royer, A., Communal, P.Y. 2007. Influence of complexation phenomena with multivalent cations on the analysis of glyphosate and aminomethyl phosphonic acid in water, *J. Chromatogr. A*, 1175, 197–206.

## Chapter II/79: MODEL-BASED ANALYSIS OF WATER POLLUTION BY HUMAN PHARMACEUTICALS AT THE LANDSCAPE SCALE

### Глава II/79: Анализ загрязнения воды фармацевтическими продуктами в масштабе ландшафта с помощью моделирования

Björn Tetzlaff\*<sup>1</sup>; Dieter Steffen<sup>2</sup>

DOI 10.25680/2266.2018.94.61.176

\*Email: [b.tetzlaff@fz-juelich.de](mailto:b.tetzlaff@fz-juelich.de)

1. Research Centre Jülich (FZJ), Institute IBG-3: Agrosphere, 52425 Jülich, Germany

2. Formerly: State Agency for Water Management, Coastal and Nature Protection of Lower Saxony (NLWKN), An der Scharlake 39, 31135 Hildesheim, Germany

**ABSTRACT.** We developed and tested a model for delineating levels of human pharmaceutical pollution of surface waters at the landscape scale. Water quality experts have been suspecting significant concentrations of human pharmaceutical substances in surface waters and harmful effects on the aquatic biocenosis for more than 25 years. Although human pharmaceuticals in the environment belong to the group of emerging substances, reliable data on effects are widely missing due to the system complexity. The same is true for official regulations. Up to now knowledge on pollution levels in Northern Germany as in most of Europe was restricted to point information at few gauging stations. Our model results allow for a state-wide identification of polluted river reaches and pollution sources. About 70 % of the total river length is non-polluted, 16 % has low, 7 % medium and another 7 % high pollution levels. Our research results are being used for planning of ecological investigations and for optimization of cost-efficient monitoring programs.

**Резюме.** Разработаны и протестированы модели для характеристики уровней фармацевтического загрязнения поверхностных вод в масштабе ландшафта. Более 25 лет специалисты по качеству воды подозревают наличие значительных концентраций фармацевтических веществ в поверхностных водах и отрицательные эффекты на водный биоценоз. Хотя фармацевтические продукты в окружающей среде относятся к группе вновь выявленных загрязнителей, надежные данные об эффектах часто отсутствуют вследствие сложности системы. То же верно для нормативного регулирования. До настоящего времени знания об уровнях загрязнения в северной Германии, как и в большинстве стран Европы, ограничивались точечной информацией для небольшого количества пунктов измерений. Результаты расчетов по разработанной модели дают возможность идентификации загрязненных участков рек и источников загрязнения в масштабе страны. Около 70% общей длины рек не загрязнено, 16% имеют низкий, 7% средний и еще 7% высокий уровень загрязнения. Полученные результаты используются для планирования экологических исследований и для оптимизации экономических программ мониторинга.

**KEYWORDS:** Hydrological model, surface waters, micro-pollutants, emerging substances

**Ключевые слова:** Гидрологическая модель, поверхностные воды, микрозагрязнителей, возникающие вещества

#### INTRODUCTION

Human pharmaceutical consumption in Germany is high. According to Schwabe and Paffrath [1] more than 3000 substances for human pharmaceutical production are approved in Germany. The situation is enhanced by demographic change as the demand for consuming pharmaceutical substances increases with human age. The substances have in common, that they are mostly polar, non-volatile and persistent although they originate from a diverse range of pharmaceuticals, so as antibiotics, antiepileptics, antiphlogistics, lipid regulators, betablockers, contrast media or hormones. Further characteristics are high resistance against enzymes and low pH as well as stability for long-term storage. High amounts of substances are not retained by the human body (up to 50 %) and are excremented. In waste water treatment plants retardation and decay of human pharmaceuticals are mostly low given their chemical persistence and that the existing purification techniques were installed to eliminate nutrients and organic matter predominantly. Ternes et al. [2] state overall removal rates between 0 and more than 90 %, but for widely used substances like sulfamethoxazole, carbamazepine or diclofenac rates are relatively low with 24, 0 and 33 %. As a consequence, high amounts of substances are discharged into rivers by waste water treat-

ment plant effluents. Partly high concentrations are measured in different landscapes [3], [4], [6], [10], [11].

The processes described are not new but the awareness among experts and in the public has increased in recent years due to improved lab analytics and new discussions, e.g. about the growing number of microbial resistances against antibiotics. This puts pressure on environmental policy, on all EU, national and federal levels to develop strategies for tackling all micro-pollutants. Numerous studies are dealing now with pharmaceuticals as “emerging substances” and “micro-pollutants”. But nevertheless knowledge is still restricted to pollution levels at single gauging stations or effects of single substances on very specific aquatic organisms. Studies on ecological risks reveal histopathological changes in the kidney of rainbow trouts, alteration of sex ratios and decreased egg fertilization in fish [5], [8]. With regards to concentrations relevant for risks, river reaches directly downstream of waste water effluent locations appear to be the main target areas.

Widely unknown is how human pharmaceutical pollution differs in the landscape and how a mixture or “cocktail” of substances is effective for the entire biocenosis or even for human exposition via the drinking water pathway, if surface water is being used as a resource [7]. Therefore, the main objective of our research works were the state-wide identification of surface waters with high risk for pollution (hot spot analysis) in Northern Germany (state of Lower Saxony, 48,000 km<sup>2</sup>). We determined the waste water load in all rivers and major creeks, i.e. the cumulated share of annual effluent after waste water purification in the average natural discharge in the stream. This waste water load is regarded as a proxy for the contamination of the stream with human pharmaceutical substances as studies show that there is a close dependence [4].

The research results are required by the State Agency for Water Management, Coastal and Nature Protection of Lower Saxony (NLWKN) for planning ecological investigations in the vicinity of treatment plant discharges and for optimization of cost-efficient monitoring programs.

## **MATERIAL AND METHODS**

In a first step a very detailed river network is divided into sub-catchments, whereupon the boundaries coincide with river sub-branches and effluent locations of waste water treatment plants. A distributed hydrologic model is used to supply grid based information on mean runoff and discharge at selected stations. Here, the GROWA model has been used based on climate, land use, artificial drainage, surface geology and relief data as well as soil parameters [9]. Spatial discretization was 100 meters. Model runs have been performed for an average period 2004-2014, a wet year (2008) and a dry year (2014).

The advantage of using a hydrologic model instead of discharge measurements is the availability of data for ungauged catchments, too. GROWA model results have been validated successfully at 192 gauging stations throughout the state. Coefficients of determination range between 0.9 and 0.95 for the model periods.

Furthermore, the annual waste water effluents from 455 sewage treatment plants have been evaluated and effluent locations have been assigned to specific river reaches. In a pollution load analysis the cascading relation between treated waste water and mean discharge has been assessed for each river segment and each effluent location. The general simulation process is shown in figure 1. For validation, simulation results on waste water loads were checked with measured concentrations of three selected substances which are widely used: sulfamethoxazole, carbamazepine or diclofenac [10].

## **RESULTS AND DISCUSSION**

Figure 2 shows simulation results on pharmaceutical pollution levels for all 3000 river branches in the State of Lower Saxony. About 30 percent of all stream lengths are polluted with pharmaceuticals. The substances make their way into the rivers via the waste water discharge of sewage plants after treatment. According to our study, 7 percent of all rivers have a “high” or “very high” level of contamination, 7 percent “medium”, and 16 percent “low”. A waste water portion of less than 4 % is regarded as “low”, a portion between 4 and 7 % is regarded as “medium” and a portion higher than 7 % as “high” polluted. Official classifications are missing.

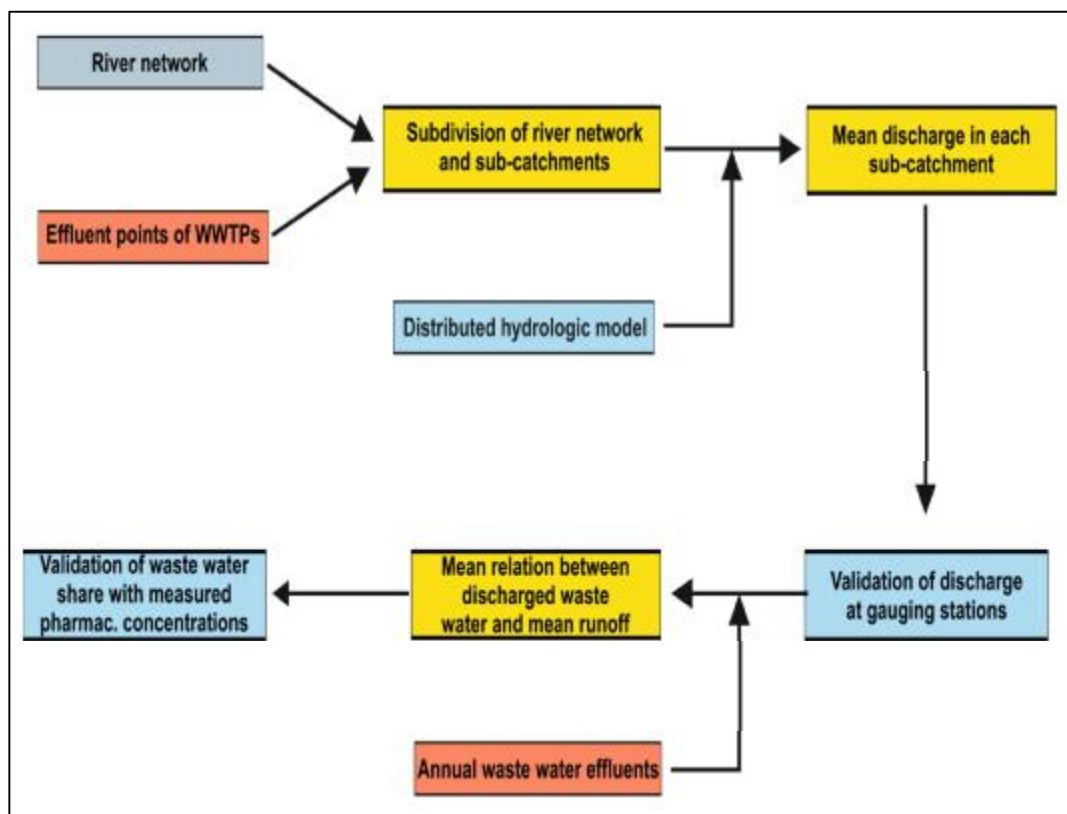
Highly contaminated river reaches are typical for the conurbations Osnabrück, Hannover, and Braunschweig. Water bodies at times do not carry enough water into these densely populated areas to dilute the waste water from sewage plants sufficiently. As a result, wide stretches of the rivers Hase, Wietze, Fuhse, and Oker are heavily polluted. Such distribution patterns following densely urbanized areas were confirmed for dryer regions in Spain by Osorio et al. [11].

Furthermore, figure 2 shows very well dilution effects caused by non-polluted tributaries, e.g. east of the city of Bremen. The comparison of simulation results between the average period and the wet and dry year does not show strong variations. In the wet year 2008 the hot spot regions described above are still outlined, even with additional dilution. In the dry year 2014 the strongly polluted area around the city of Hannover is extended downstream towards Bremen.

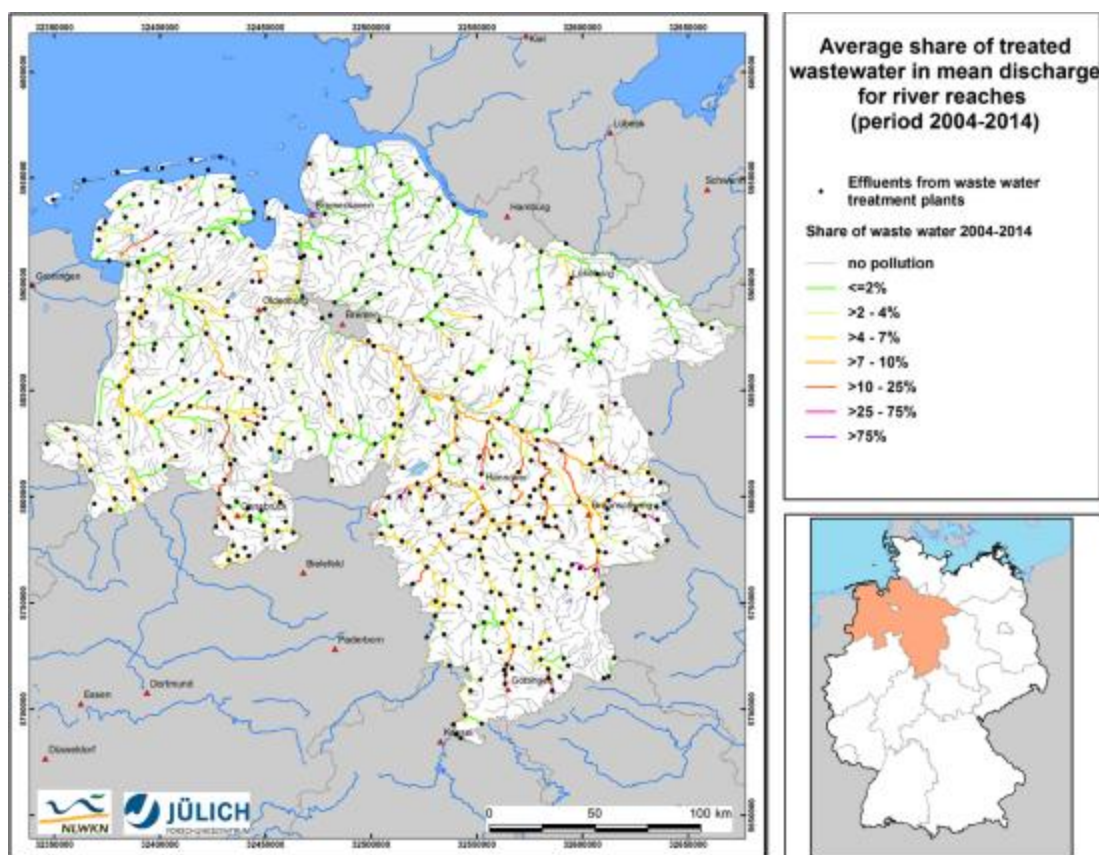
Model results reveal pollution levels for all 3000 river reaches in Lower Saxony for the first time. Up to now insights on pollution levels were restricted to 80 water quality gauging stations and to the pharmaceuticals Diclofenac, Sulfamethoxazol and Carbamazepin. Checking model results with these measured concentrations show reasonable fit for all substances. But about 50% of the total variance is not explained, meaning that additional factors like waste water „import“ from states upstream, heterogenous composition of waste water between plants, demographic reasons etc. play a significant role. Furthermore, the sampling frequency was between 4 and 8 in a two year period (2010-11), leading to increased uncertainty associated with the average concentrations. This is being evaluated currently in greater detail in a follow-up project. Public as well as media interest in this project is high.

## CONCLUSIONS

1. Strongly urbanized regions are hot spots of pharmaceutical pollution in rivers, even in temperate zones
2. The contribution of waste water to the discharge in streams does not explain substance concentration satisfactorily. Additional factors like demography, varying waste water contents, number of hospitals etc. need to be included in pharmaceutical load assessments.
3. Great public interest in the project should be used to raise awareness of the problem and for simple countermeasures, like disposal of unused pharmaceuticals not via the toilet, reduction of pharmaceutical usage in favour of household remedies, if possible.



**Figure 1** – General overview in simulation process



**Figure 2** – Simulation results on pharmaceutical pollution levels in river reaches in the State of Lower Saxony (Northern Germany) and location of Lower Saxony in Germany (small map)

## REFERENCES

- [1] Schwabe, U., Paffrath, D. 2011. Arzneiverordnungsreport 2011. Berlin, Heidelberg, 1121 p.
- [2] Ternes, T.A., Bonerz, M., Herrmann, N., Teiser, B., Andersen, H.R., 2007. Irrigation of treated wastewater in Braunschweig, Germany: An option to remove pharmaceuticals and musk fragrances. *Chemosphere* 66: 894-904
- [3] Steffen, D. 2009. Humanarzneimittel in Oberflächen- und Küstengewässern. *Wasser und Abfall* 11, 5: 18-22
- [4] Ternes, T.A. 1998. Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. *Water Research* 32, 11: 3245-3260
- [5] Richardson, S.D. 2007. 2007. Water analysis: emerging contaminants and current issues. *Analytical Chemistry* 79: 4295-4324
- [6] Richardson, S.D., Kimura, S.Y. 2016: Water analysis: emerging contaminants and current issues. *Analytical Chemistry* 88: 546-582
- [7] Szymonik, A., Lach, J., Malinska, K. 2017. Fate and removal of pharmaceuticals and illegal drugs present in drinking water and wastewater. *Ecological Chemistry and Engineering S* 24, 1: 65-85
- [8] Schwaiger, J., Ferling, H., Mallow, U., Wintermayr, H., Negel, R.D. 2004. Toxic effects of the non-steroidal anti-inflammatory drug diclofenac - part I: histopathological alterations and bioaccumulation in rainbow trout. *Aquatic Toxicology* 68: 141-150
- [9] Kunkel, R., Wendland, F. 2002. The GROWA98 model for water balance analysis in large river basins - the River Elbe case study. *Journal of Hydrology* 259: 152-162
- [10] Girbig, A.-K., Steffen, D. 2013. Untersuchung niedersächsischer Oberflächengewässer auf bestimmte Humanarzneimittel (Carbamazepin, Diclofenac und Sulfamethoxazol. NLWKN Hildesheim, 10 p.
- [11] Osorio, V., Larranaga, A., Acenaa, J., Perez, S., Barcelo, D. 2016. Concentration and risk of pharmaceuticals in freshwater systems are related to the population density and the livestock units in Iberian Rivers. *Science of The Total Environment* 540: 267-277

## Глава II/80: ОЦЕНКА И МОНИТОРИНГ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ МИКРОПЛАСТИКОМ

### Chapter II/80: Assessing and Monitoring of Microplastic in Waters

Василий Д. Казмирук\*<sup>1</sup>; Тамара Н. Казмирук<sup>2</sup>

DOI 10.25680/5741.2018.49.57.177

\* Эл. Почта: [kazm@iwp.ru](mailto:kazm@iwp.ru)

1. Институт водных проблем Российской академии наук, ул. Губкина 3, 119333 Москва, Россия

2. Университет Саймона Фрезера, ул. Университетская 8888, V5A 1S6 Бернаби, Британская Колумбия, Канада

**РЕЗЮМЕ.** С тех пор как с 1940-х годов началось массовое производство пластмассовых изделий, проблема загрязнения окружающей среды пластиковыми отходами только растет. За последние два десятилетия количество пластикового мусора возросло на порядки и даже растет более быстрыми темпами, чем производство пластмассы. Пластиковые отходы стали наиболее обычными, разнообразными и широко распространенными. Микропластик – новая угроза экологическому благополучию водных экосистем и здоровью человека на всех уровнях от молекулярного до популяционного. В настоящее время методы его определения и идентификации находятся в стадии становления и апробации. В статье рассмотрены современные подходы к оценке и мониторингу микропластика в водных объектах. Выполнено обобщение методов отбора проб и особенностей их анализа с целью установления обилия, типа, размера, формы, цвета, стадии деградации, химического состава и возможных источников поступления микропластика.

**Abstract.** Since the mass production of plastics began in the 1940s, plastic contamination has been a growing problem. However, in the last two decades, the deposition rate accelerated past the rate of production, and plastics are now one of the most common, abundant, and widespread pollutants. Microplastic is a new threat to the ecological well-being of aquatic ecosystems and human health at all levels from molecular to population. Currently, the methods of its identification and quantification are in the stage of formation and testing. This paper presents a comprehensive review of the current state of research activities on the application of assessing and monitoring of microplastic in waters. The sampling techniques and analytical methods for identification and quantification of microplastics are reviewed. Several main goals for the detection of microplastics were indicated: abundance, type, size, shape, color, degradation stage, chemical composition, and possible sources.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** микропластик, водная экосистема, загрязнитель, вода, донные отложения, методы определения

**Keywords:** microplastic, aquatic ecosystem, contaminant, water, sediments, methods for identification

#### ВВЕДЕНИЕ

Повсеместное использование пластмассовых изделий, как для производственных, так и для бытовых нужд, относительная дешевизна, легкость производства и обработки пластмасс, возможность изменять их физические и потребительские свойства, привели к тому, что этот материал стал одним из самых востребованных в жизни современного общества. Вместе с тем, обширное применение пластмассовых изделий, многие из которых имеют короткий период эксплуатации или разовое использование, длительный период естественной деградации синтетических полимеров, серьезные трудности и дороговизна вторичной переработки пластмасс стали причинами огромного количества бытового и промышленного пластикового мусора. Даже в первичном виде этот мусор сам по себе является опасным для окружающей среды, а, разрушаясь, его опасность возрастает во много раз.

В настоящее время мелкие частицы пластика получили обобщающее названия – микропластик. Таким образом, под микропластиком будем понимать частицы пластика размером <5 мм и микроволокна, возникающие в результате разложения (деструкции и фрагментации) пластмассовых изделий, а также частицы суспензий для производства пластмассовых изделий, косметических продуктов, моющих средств и т.д. [1]. С 2004 г. микропластик признан загрязнителем окружающей среды. Обилие пластикового мусора приводит к тому, что микропластик тем или иным путем по-



падает во все виды ландшафтов. В данной работе основное внимание уделено методам определения микропластика в водных объектах.

Сложности исследований поведения микро и нано частиц пластика в окружающей среде начинаются уже при определении химического состава и свойств самих частиц. В чистом виде синтетические полимеры практически не применяются, а в состав конечных продуктов входит множество добавок, таких как пигменты, инициаторы, катализаторы, растворители, антимикробные реагенты, пластификаторы и т.д.. В общем случае взаимодействие микропластика с окружающей средой, его биологическая судьба, мобильность и биологическая доступность будут зависеть от размера, формы, заряда, физико-химических и других свойств частиц.

## МЕТОДЫ ОПРЕДЕЛЕНИЯ МИКРОПЛАСТИКА В ВОДЕ И ГРУНТАХ

Частицы микропластика обнаруживаются во всех компонентах водной экосистемы: на поверхности воды, в водной толще, в донных отложениях, в грунтах прибрежной полосы, в водных и околоводных организмах.

Отбор проб микропластика с поверхности воды осуществляется нейстонными или планктонными сетями различной формы и размеров. Размер сетей варьирует от 0,03 до 2,0 м<sup>2</sup>. Размер ячеек изменяется от 0,053 до 3,0 мм. Сети могут быть как стационарными, так и движущимися, которые в свою очередь можно разделить на плавающие и протягиваемые (тралы). Траление осуществляется как на поверхности воды, так и на разных глубинах. Созданы экспериментальные сети, позволяющие одновременно выполнять отбор проб микропластика с поверхности воды и в ее приповерхностном слое 0,2-0,7 м [2]. Еще одним способом отбора проб микропластика на разных глубинах является откачка воды через шланг с одновременным ее фильтрованием. Для очень глубоких водоемов отбор проб воды осуществляется батометром. Затем отобранная вода фильтруется. Временные интервалы мониторинга загрязнения воды микропластиком могут иметь часовой, суточный, недельный, сезонный и многолетний разрезы.

Что касается отбора проб донных отложений, то выбор участка здесь диктуется, прежде всего, целями и задачами исследований. Концентрация микропластика в донных отложениях зависит от близости источника его поступления и в прибрежной зоне определяется плотностью исходного пластика, соленостью воды, рельефом местности, крутизной берега и пляжной отмели, изрезанностью береговой линии, экспозицией берега по отношению к преобладающим ветрам, направлением и скоростью вдольбереговых течений, гранулометрическим составом донных отложений, наличием локальных препятствий, вызывающих местную циркуляцию воды (валуны, бревна, опоры). На приливных участках ко всему вышесказанному добавляется характер приливно-отливных явлений. По нашим предположениям, при прочих равных условиях, наибольшие концентрации микропластика в приливных зонах следует ожидать в ¼ ширины полосы между самым низким и самым высоким приливами. Располагается эта полоса повышенных концентраций микропластика выше береговой линии, возникающей при приливе средней обеспеченности. Вызвано это тем, что основным источником поступления микропластика в прибрежную полосу является приповерхностный слой воды из открытого моря (океана), а в силу своей невысокой плотности материала, частицы пластика способны всплывать в соленой воде.

Основными задачами отбора проб и последующего лабораторного анализа являются: оценка обилия, типа, распределения и возможных источников поступления микропластика на данную территорию. Наблюдения за пространственно-временной изменчивостью содержания микропластика в донных отложениях прибрежной полосы имеют несколько подходов: 1) Движение вдоль береговой линии, визуальные наблюдения и отбор всех пластиковых частиц, которые попали в поле зрения. 2) Отбор проб прибрежных грунтов и донных отложений по определенным методикам. 3) Траление дна путем протягивания донного трала по трансектам. 4) Отбор проб донных организмов с целью дальнейшего определения накопленного ими микропластика. В рамках данной работы были многократно проверены первый, второй и четвертый из перечисленных подходов. Донными организмами, в которых определялось содержание микропластика, были двухстворчатые моллюски-фильтраторы: тихоокеанская устрица (*Crassostrea gigas*), тонкосетчатая прототака (*Protothaca staminea*) и др.

Методика отбора проб грунтов зависит от того, в подводной или надводной частях производится отбор [3, 4]. Выделяются три основных подхода к отбору проб, которые условно можно назвать как селективный, уменьшения объемов и валовый. Селективный метод обычно используется для сбора всех частиц микропластика с фиксированной площади поверхности грунта или выборочно с целью сбора частиц определенного вида. Частицы собираются с помощью пинцета. В пляжной

зоне площадь отбора проб чаще всего составляет 0,5×0,5 м, 1,0×1,0 м, 1,5×1,5 м, 2,0×2,0 м. Для определения количества микропластика недавнего поступления, слой грунта снимается до глубины менее 1 см. В случае необходимости анализа микропластика в зоне насыщения кислородом, слой снимаемого грунта составляет 2-4, реже 5 см. Поверхностный слой грунта отбирается шпателем или совочком из нержавеющей стали с целью предотвращения дополнительного загрязнения пробы. Нередко пробы отбирают руками или лопатой. Вес одной валовой пробы, отобранной с площади 0,5×0,5 м при глубине слоя 5 см составляет около 30 кг.

Отбор проб донных отложений под водой возможен с нарушением или сохранением послойной структуры грунта. Общепринятым способом отбора проб с нарушением структуры грунта является отбор грунтоотборником Петерсона. Площадь захватываемого грунта в этом случае составляет 625 см<sup>2</sup>. Чтобы отобрать пробы донных отложений, не нарушая структуру залегания слоев, используются колоночные грунтоотборники или стратометры. Для мелководной и надводной частей пляжной отмели используется стандартный ручной колоночный грунтоотборник Геологической службы США. Грунтоотборник представляет собой разборную трубу из нержавеющей стали легированной молибденом, с ручками для вдавливания грунтоотборника в грунт и последующего его извлечения. Длина трубы составляет 20 дюймов, ее диаметр 2 дюйма. Легированная молибденом нержавеющая сталь позволяет избежать коррозии и загрязнения проб при работе в агрессивной морской среде. Использование колоночных грунтоотборников дает возможность определить распределение микропластика по глубине толщи грунтов. Для получения необходимого объема пробы и репрезентативных данных необходимо отбирать не менее 3-х колонок грунта на одном участке. Каждая колонка грунта после отбора делится на равные слои толщиной 1-5 см [5].

Отобранные пробы грунта предварительно обрабатываются в полевых условиях или хранятся при низких температурах (в замороженном виде) до последующей лабораторной обработки (Рисунок 1). При отборе валовых проб, перед их замораживанием, следует отделить поровые воды. Для уменьшения объема пробы в полевых условиях, используют просеивание грунта через сита диаметром 5 мм или погружение пробы в соленую воду для всплывания частиц микропластика. В последнем случае процесс сепарирования завершается фильтрованием воды с микропластиком через бумажный фильтр, высушиванием и взвешиванием.



**Рисунок 1** – Этапы анализа проб грунтов

Если в полевых условиях разделение минеральных фракций и микропластика не производилось, это разделение осуществляется в лабораторных условиях. Для этого проба грунта размораживается при комнатной температуре, приводится в гомогенное состояние и высушивается в сушильном шкафу (обычно 24 ч при температуре 60°C). Затем высушенная проба засыпается в сосуд с водой. Наиболее распространенным методом отделения микропластика от грунта является добавление в воду определенного количества хлорида натрия (NaCl), что позволяет повысить плотность раствора, в результате чего частицы пластика всплывают на поверхность воды. Плотность раствора NaCl составляет 1,18-2,50 г/см<sup>3</sup>. В дальнейшем проба фильтруется и высушивается. Удобным способом фильтрования является использование воронки емкостью 500 мл с магнитным держателем филь-

тра фирмы Pall. Для упрощения процесса сепарирования микропластика создано несколько экспериментальных установок [6-9].

Плотность основных пластиков варьирует от 0,8 до 1,4 г/см<sup>3</sup>, в т.ч. полипропилена 0,85-0,94 г/см<sup>3</sup>, полиэтилена 0,92-0,97 г/см<sup>3</sup>, тогда как средняя плотность песка составляет 2,65 г/см<sup>3</sup>. Наибольший разброс плотностей характерен для полистирола, которая меняется от <0,05 до 1,00 г/см<sup>3</sup>.

Иногда донные отложения содержат значительное количество органического вещества, состоящего из полуразложившегося растительного опада. Часто это происходит при отборе проб в зарослях высшей водной растительности, мангровых зарослях или в устьевых областях рек, где есть отложения из макрофитов или листового опада. При погружении таких донных отложений в соленую воду, фрагменты растительности всплывают вместе с пластиком и отделить их очень сложно. Для того, чтобы нейтрализовать органическое вещество пробы донных отложений обрабатывают 35% перекисью водорода (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>).

Микропластик может быть отделен от сопутствующих частиц путем просеивания через сито или каскад сит с отверстиями определенного диаметра. Обычно размер отверстий изменяется от 0,038 до 4,75 мм, а каскад включает до шести сит.

Еще одним широко распространенным способом лабораторного анализа проб грунта является визуальная сортировка микропластика по типу, форме, стадии деградации, цвету. Выполняется эта процедура, как без каких-либо вспомогательных оптических приборов, так и с использованием микроскопов 6,5-1000×кратного увеличения, в т.ч. стереомикроскопов (например, Wild M3Z, Leica Microsystems, Германия) или сканирующих микроскопов с выводом изображения на монитор компьютера. Хорошо себя зарекомендовали микроскоп с фотоприставкой и цифровым фотоаппаратом фирмы Canon, подключенным к компьютеру. Для идентификации химической структуры частиц микропластика чаще всего используются методы спектроскопии [10]. Сравнение спектров частиц пластика позволяет не только идентифицировать его тип, но и оценить степень его деградации.

Существует несколько классификаций микропластика, самыми распространенными из которых являются деление по цвету, размеру частиц и исходному материалу. Цвет микропластика зависит от цвета исходного материала и степени его деградации. Так, изначально прозрачные или чисто-белые частицы, проведя некоторое в водной среде становятся желто-коричневыми. Цвет также характеризует время пребывания в воде, степень фотодegradации и выветривания. Обычно выделяют белые, выгоревшие (состарившиеся, потускневшие), цветные и черные частицы. Для прозрачных и белых частиц легче определить их возраст и степень разложения, чем для цветных и черных частиц, которые в любом возрасте выглядят примерно одинаково. Прозрачные гранулы обычно состоят из полипропилена, а белые гранулы из полиэтилена. Полиэтилен имеет низкую плотность и непрозрачный цвет, в то время как для этил винилового ацетата характерны чистые, почти прозрачные частицы. Существует предположение, что обесцвеченные гранулы полиэтилена могут содержать большее количество полихлорированных бифенилов, чем не обесцвеченные гранулы, потому, что процесс обесцвечивания (пожелтения) свидетельствует о более длительном времени пребывания полимеров в воде, что в свою очередь повышает вероятность их окисления. Цветные частицы включают различные пигменты. Как правило эти частицы, а также частицы черного цвета идентифицируются как полиуретан. Черные и потускневшие частицы, состоящие из полистирола и полипропилена, составляют наибольшее обилие частиц микропластика.

Деление пластика по размерам более сложное. Нет общепринятой классификации частиц микропластика. Обычно выделяют 10-11 классов, куда входят, как частицы микропластика, так и более крупные фракции. При выделении 11 классов, частицы с размером ≤1 мм составляют класс 1; >1 мм - ≤2 мм – класс 2; >2 мм - ≤3 мм – класс 3; >3 мм - ≤4 мм – класс 4; >4 мм - ≤5 мм – класс 5; >5 мм - ≤6 мм – класс 6; >6 мм - ≤7 мм – класс 7; >7 мм - ≤8 мм – класс 8; >8 мм - ≤9 мм – класс 9; >9 мм - ≤10 мм – класс 10; >10 мм – класс 11 [11]. Вторая классификация более адаптирована для анализа частиц микропластика и включает 10 классов: класс 1 – частицы <0,02 мм; класс 2 – 0,02-0,04 мм; класс 3 – 0,04-0,06 мм; класс 4 – 0,06-0,08 мм; класс 5 – 0,08-0,1 мм; класс 6 – 0,1-0,5 мм; класс 7 – 0,5-1,0 мм; класс 8 – 1,0-2,0 мм; класс 9 – 2,0-5,0 мм; класс 10 - >5,0 мм [12]. Следует отметить, что самые мелкие частицы очень часто являются продуктом косметической индустрии или входят в состав синтетических моющих средств. Для идентификации микроволокон полезными могут оказаться методы криминалистики [13].

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Обобщены методы отбора проб и особенности их анализа с целью установления обилия, типа, размера, формы, цвета, стадии деградации, химического состава и возможных источников поступления микропластика в водные объекты.
2. Рассмотренные методы были апробированы в полевых и лабораторных условиях для различных водных объектов и их прибрежных зон.
3. Приведенный спектр современных подходов позволяет подобрать оптимальный метод мониторинга и оценки содержания микропластика в воде и грунтах континентальных и морских водных объектов.

## ЛИТЕРАТУРА

- [1]Казмирук, В.Д., Казмирук Т.Н. 2017. Микропластик в донных отложениях: методы определения. Вода: химия и экология. 1: 87-92.
- [2]UNEP 2016. Marine plastic debris and microplastics – Global lessons and research to inspire action and guide policy change. United Nations Environment Programme, Nairobi. 252 p.
- [3]Baztan, J., Carrasco, A., Chouinard, O., Cleaud, M., Gabaldon, J.E., Huck, T., Jaffrès, L., Jorgensen, B., Miguelez, A., Paillard, C., Vanderlinden, J.-P. 2014. Protected areas in the Atlantic facing the hazards of micro-plastic pollution: First diagnosis of three islands in the Canary Current. - *Marine Pollution Bulletin*. 80, 302-311.
- [4]Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R.C., Thiel, M. 2012. Microplastics in the marine environment: A review of used the methods for identification and quantification. - *Environmental Science & Technology*. 46, 3060-3075.
- [5]Cluzard, M., Kazmiruk, T.N., Kazmiruk, V.D., Bendell, L.I. 2015. Intertidal concentrations of microplastics and their influence on ammonium cycling as related to the shellfish industry. - *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 69 (5), 310-319.
- [6]Claessens, M., Van Cauwenberghe, L., Vandegehuchte, M.B., Janssen, C.R. 2013. New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. - *Marine Pollution Bulletin*. 70, 227-233.
- [7]Imhof, H.K., Schmid, J., Niessner, R., Ivleva, N.P., Laforsch, C. 2012. A novel, highly efficient method for the separation and quantification of plastic particles in sediments of aquatic environments. - *Limnology and Oceanography: Methods*. 10, 524–537.
- [8]Nuelle, M.-T., Dekiff, J.H., Remy, D., Fries, E. 2014. A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments. - *Environmental Pollution*. 184, 161-169.
- [9]Zhu, X. 2015. Optimization of elutriation device for filtration of microplastic particles from sediment. - *Marine Pollution Bulletin*. 92, 69-72.
- [10]Harrison, J.P., Ojeda, J.J., Romero-González, M.E. 2012. The applicability of reflectance micro-Fourier-transform infrared spectroscopy for the detection of synthetic microplastics in marine sediments. - *Science of the Total Environment*. 416, 455-463.
- [11]Martins, J., Sobral, P. 2011. Plastic marine debris on the Portuguese coastline: A matter of size? - *Marine Pollution Bulletin*. 62, 2649-2653.
- [12]Nor, N.H.M., Obbard, J.P. 2014. Microplastics in Singapore’s coastal mangrove ecosystems. - *Marine Pollution Bulletin*. 79, 278-283.
- [13]Woodall, L.C., Gwinnett, C., Packer, M., Thompson, R.C., Robinson, L.F., Paterson, G.L.J. 2015. Using a forensic science approach to minimize environmental contamination and to identify microfibrils in marine sediments - *Marine Pollution Bulletin*. 95, 40-46.

## Основная глава 7.3 Биологические параметры качества воды Main Chapter 7.3 Biological Parameters of Water Quality

### Глава II/81: ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМОВ ПО ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИМ И ГИДРОХИМИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ Chapter II/81: Assessment of the Ecological State of Waterbodies by Hydrobiological and Hydrochemical Indicators

Надежда И. Ермолаева\*<sup>1</sup>, Дмитрий М. Безматерных<sup>1</sup>, Серафима Я. Двуреченская<sup>1</sup>,  
Евгения Ю. Зарубина<sup>1</sup>, Софья С. Барина<sup>2</sup>, Роман Е. Романов<sup>3</sup>

DOI 10.25680/6578.2018.48.36.178

\* Эл. Почта: [hope@iwep.nsc.ru](mailto:hope@iwep.nsc.ru)

1. Институт водных и экологических проблем Сибирского отделения РАН, Морской проспект 2, 630090, Новосибирск, Россия

2. Institute of Evolution, Haifa University, 199 Abba Khoushi Ave., Mount Carmel, Haifa, 3498838 Israel

3. Центральный сибирский ботанический сад Сибирского отделения РАН, ул. Золотогорная 101, 630090, Новосибирск, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Обсуждается необходимость учета региональных особенностей для определения экологического состояния водоемов и водотоков. Показано, что при оценке качества воды следует применять комплексный подход, включающий как гидрохимические данные, так и индикационные показатели максимально широкого спектра гидробионтов. В понимании результатов биоиндикации важна целостная обобщенная система с четким и схематичным представлением о механизме функционирования водной экосистемы как взаимозависимого единства среды и обитающих в ней организмов. Для ряда гидробиологических показателей, таких, как макрофиты и зоопланктон, требуется использовать региональные индексы индикаторной значимости. Для фитопланктона и для зообентоса в условиях Западной Сибири можно применять показатели, разработанные ранее для водоемов Западной Европы. Для гидрохимических показателей необходимо учитывать региональный фон и вычленивать антропогенную составляющую. Предложены подходы комплексного определения экологического состояния водоемов и водотоков с учетом региональных особенностей.

**Abstract.** The accounting of the regional peculiarities for the assessment of the ecological state of water bodies and watercourses is discussed. It is shown that when evaluating water quality an integrated approach, including both hydrochemical data and indicator indices of the widest possible range of hydrobionts, should be applied. In understanding the results of bioindication, an integral generalized system with a clear and schematic representation of the mechanism of functioning of the aquatic ecosystem as an interdependent unity of the environment and the organisms that live in it is important. For a number of components of ecosystem, such as macrophytes and zooplankton, regional indices of indicator significance are required. For phytoplankton and zoobenthos in Western Siberia, indicators developed earlier for water bodies of Western Europe can be used. For hydrochemical indicators it is necessary to take into account the regional background values and isolate the anthropogenic component. The approaches for the complex definition of the ecological state of water bodies and watercourses paying attention to regional peculiarities are suggested.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** биоиндикация, водоемы, фитопланктон, зоопланктон, зообентос, макрофиты, гидрохимические показатели

**Keywords:** bioindication, reservoirs, phytoplankton, zooplankton, zoobenthos, macrophytes, hydrochemical characteristics

#### ВВЕДЕНИЕ

Ранее нами на примере серии расчетов индикаторных валентностей видов зоопланктона на основе частот встречаемости гидробионтов в водоемах разного типа показана необходимость определения индикаторной значимости зоопланктонных организмов с учетом региональных особенностей водоемов Западной Сибири [1, 2]. Однако различные группы гидробионтов требуют специ-

ального подхода. Цель данной работы – выработка комплексных критериев к определению экологического состояния водоемов и водотоков с учетом региональных особенностей с использованием различных групп гидробионтов. В понимании результатов биоиндикации особенно важна целостная обобщенная система с четким и схематичным представлением о механизме функционирования водной экосистемы как взаимозависимого единства среды и обитающих в ней организмов. В качестве основных индикаторов качества вод рассматриваются фитопланктон, зоопланктон, зообентос, макрофиты и гидрохимические характеристики.

## **ГИДРОБИОЛОГИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ В ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМОВ**

**Фитопланктон.** Биоиндикационные методы на основе видового состава сообществ и обилия отдельных таксонов водорослей могут представлять интегральную оценку результатов всех природных и антропогенных процессов, протекавших в водном объекте. Для фитопланктона разработан широкий спектр индексов, отражающих связи с различными гидрохимическими характеристиками водоемов. Система индикаторов солености вод построена на основе классификации Р. Кольбе [3] и Ф. Хустедта [4]. Виды, чувствительные к рН воды, объединены в систему классификации, разработанную Ф. Хустедтом [5]. Виды, требующие определенной концентрации кислорода в воде, разделены на 4 класса [6]. Индикаторы метаболизма потребления азота разделены на 4 группы от автотрофных видов, выживающих при очень низких концентрациях органически связанного азота, до гетеротрофных видов, нуждающихся в постоянно повышенных концентрациях органически связанного азота [7]. Для оценки степени органического загрязнения водоемов и водотоков наиболее широко применяется метод Пантле-Букк в модификации Сладечека [8], а также система Т. Ватанабе [9]. Как правило, величины индикаторной значимости и индикаторный вес видов-индикаторов планктона находят по опубликованным таблицам, рассчитанным для условий Западной Европы. Созданы списки видов-индикаторов фитопланктона по ряду показателей: местообитанию, температуре, подвижности водных масс и насыщенности их кислородом, солености, закислению, присутствию сероводорода, кальция, органическому загрязнению в разных системах, индексам сапробности [10], трофического статуса водного объекта, типа питания водорослей [6] и других [11]. Однако в ряде случаев отмечено, что видовое богатство водорослевых сообществ более связано с размерами водного объекта, нежели с интенсивностью антропогенного воздействия и более показательным для определения экологического статуса водоема является количественное соотношение различных групп. К настоящему времени нет указаний на необходимость разработки региональных показателей качества воды по фитопланктону.

**Зоопланктон.** Для зоопланктона наиболее используемым методом определения степени органического загрязнения воды, как и для фитопланктона, является индекс Пантле и Букк в модификации Сладечека [8]. Однако для зоопланктона этот метод в климатических условиях разных регионов должен применяться с поправками. Необходимо учитывать различия фауны средневропейских и сибирских водоемов. По результатам изучения экологического состояния водоемов и водотоков Западной Сибири неоднократно отмечалось, что при подсчете индекса Пантле и Букк по значениям индикаторной значимости зоопланктонных организмов, приведенным для европейских водных объектов, индекс сапробности оказывается завышенным по сравнению с реальным состоянием водоема или его участка [1, 2]. Кроме того, ряд видов зоопланктона отличаются по индикаторным свойствам, обитая в разных географических районах, например, на юге Западной Сибири и в Европе.

**Зообентос.** Организмы зообентоса характеризуются стабильной локализацией в пространстве и длительными жизненными циклами и являются одними из лучших объектов для биоиндикации экологического состояния водотоков и водоемов. Из множества предложенных методов биологического анализа и оценки качества вод по структурным и функциональным характеристикам зообентоса в настоящее время нет ни одного общепризнанного. Для конкретного региона и конкретной ситуации необходимо выявить наиболее подходящие индексы с тем, чтобы обеспечить достоверность полученных данных. Для оценки антропогенного загрязнения водоемов и водотоков Западной Сибири по составу и структуре зообентоса имеется положительный опыт использования классических индексов: сапробности Пантле и Букк, олигохетный Гуднайта и Уитлея, биотический р. Трент (Вудивисса), а также индексов видового разнообразия (Шеннона) или обилия (Маргалефа), которые показали свою информативность [12]. Использование установленных для Европы видов-индикаторов сапробности в Западной Сибири возможно благодаря тому, что видовой состав зообентоса водоемов и водотоков равнинной части бассейна Оби в основном



состоит из широко распространенных в Палеарктике и Голарктике видов и в целом их фауна ближе к восточно-европейской, чем к восточно-сибирской. Для индикации экологического состояния озер с минерализацией воды до 3 г/дм<sup>3</sup> также можно использовать индексы видового разнообразия, кроме того достоверные результаты показывает Фламандский мультиметрический индекс.



**Рисунок 1** - Экологический регресс и метаболический прогресс высшей водной растительности в эвтрофном озере

**Макрофиты.** Макрофиты являются более консервативным показателем качества вод по сравнению с фито-, зоопланктоном и бентосом, поскольку они обладают большей устойчивостью к кратковременным загрязнениям и способны интегрировать колебания загрязнения во времени, и вместе с тем они являются наименее изученным звеном среди организмов-индикаторов. Для макрофитов предложено множество методов, использующих индикацию на разных уровнях организации: биоценоотическом, популяционном, видовом, организменном и цитогенетическом. Индикация на популяционно-биоценоотическом уровне основана на изменении экологической структуры растительных сообществ [13, 14]. Экологические модификации в фитоценозах могут выражаться в усложнении или упрощении первоначальной экологической структуры сообщества макрофитов. Для эвтрофных водоемов Западной Сибири, как правило, характерен экологический регресс, сопровождающийся метаболическим прогрессом, что выражается в низком видовом разнообразии макрофитов на фоне высокой биомассы фитоценозов (Рисунок 1).

Наиболее полно разработаны методы индикации качества природных вод на основе видовой специфичности макрофитов [15, 16] и индекс сапробности Пантле и Букк в модификации Сладечека [8]. Однако в различных физико-географических условиях одинаковые растения-индикаторы могут встречаться в водоемах разного трофического статуса и иметь соответственно различное индикаторное значение. Для водоемов Западной Сибири для макрофитов необходима разработка системы региональных индексов и применение методов индикации на разных уровнях организации, включая организменный (анатомо-7морфологические изменения, колебания фенологических фаз) и цитогенетический [17]. Так, например, на минерализованных сульфатных озерах Кулундинской степи отмечено изменение жизненной формы тростника *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steud: уменьшение высоты до 15 см, размеров листа до 5 см, увеличение жесткости листьев и т.п. (Рисунок 2).



**Рисунок 2** - Видоизменение жизненной формы тростника (*Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steud) в высокоминерализованных сульфатных озерах

## **ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ В ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДОЕМОВ**

Определение экологического статуса водоема по гидрохимическим показателям с использованием традиционных методов не является абсолютно адекватным [18]. Существует необходимость учета региональных фоновых концентраций химических веществ при определении класса качества воды. Аналогом фоновых концентраций в определенной степени могут служить целевые показатели качества воды (ЦПКВ), определяемые для конкретных речных бассейнов. Если принять ЦПКВ в качестве условно «природного загрязнения» или природного фона, то тогда антропогенное загрязнение определяется превышением значений ЦПКВ. Таким образом, «вычленение» природной составляющей приводит к более точному определению антропогенного загрязнения.

## **ЗАКЛЮЧЕНИЕ**

1. При оценке качества воды необходим интегральный подход, включающий как гидрохимические, так и индикационные показатели максимально широкого спектра гидробионтов.
2. Для зоопланктона и макрофитов является обязательным учет воздействия региональных факторов, тогда как для фитопланктона и для зообентоса в условиях Западной Сибири можно использовать показатели, разработанные ранее для водоемов Западной Европы.
3. Для гидрохимических показателей необходимо учитывать региональный фон и вычленять антропогенную составляющую.

## **ЛИТЕРАТУРА**

- [1] Ermolaeva, N. I., Dvurechenskaya, S. Ya. 2013. Regional Indices of the Indicator Significance of Zooplanktonic Organisms in Water Bodies of Southern Western Siberia. - Russian J. of Ecology. 44 (6): 526-530
- [2] Yermolaeva, N. I., Dvurechenskaya, S. Ya. 2016. Developing the regional indicator indexes of zooplankton for water quality class determination of water bodies in Siberia. In: Lothar Mueller, Askhad K. Sheudshen, Frank Eulenstein (eds), Novel Methods for Monitoring and Managing Land and Water Resources in Siberia. Springer, Cham, pp. 157-183.
- [3] Kolbe, R. 1927. Zur Okologie, Morphologie und Systematik der Brackwasser Diatomeen. - Pflanzenforschung. 7: 1-146
- [4] Hustedt, F. 1957. Die Diatomeenflora des Flußsystems der Weser im Gebiet der Hansestadt Bremen. - Abhandlungen Naturwissenschaftlicher. Verein 34: 181-440
- [5] Hustedt, F. 1938-1939. Systematische und ökologische Untersuchungen über die Diatomeenflora von Java, Bali und Sumatra. - Archiv für Hydrobiologie. Supplement 15: 131-177

- [6]Barinova, S. 2017. Essential and practical bioindication methods and systems for the water quality assessment. - International Journal of Environmental Sciences & Natural Resources 2 (3): 1-11. DOI: 10.19080/IJESNR.2017.02.555588
- [7]Van Dam, H., Mertens, A., Sinkeldam, J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. – Neth. J. Aquat. Ecol. 28: 117–133
- [8]Sladeczek, V. 1973. System of water quality from biological point of view. - *Ergebn. limnol.* 7: 1–128
- [9]Watanabe, T, Asai, K, Houki, A, Tanaka, Sh, Hizuka, T. 1986. Saprophylic and eury saprobic diatom taxa to organic water pollution and diatom assemblage index (DAI<sub>po</sub>). - *Diatom* 2: 23-73
- [10]Баринова, С. С., Медведева, Л. А., Анисимова, О. В. 2006. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. PiliesStudio, Тель-Авив, 498 с.
- [11]Barinova, S., Fahima, T. 2017. The Development of the a World Database of Freshwater Algae-Indicators. - *Journal of Environment and Ecology.* 8 (1): 1-7
- [12]Безматерных Д. М. 2008. Зообентос равнинных притоков Верхней Оби. Изд-во Алт. ун-та, Барнаул, 186 с.
- [13]Murphy KJ. 2002. Plant communities and plant diversity in softwater lakes of Northern Europe. *Aquat. Bot.* 73(4): 287–324.
- [14]Абакумов В.А. Экологические модификации и развитие биоценозов // Экологические модификации и критерии экологического нормирования: Тр. Межд. Симпозиума. Ленинград: Гидрометеоиздат, 1991. С. 18-40.
- [15]Ellis Penning W., Marit Mjelde, Bernard Dudley and others. 2008. Classifying aquatic macrophytes as indicators of eutrophication in European lakes// *Aquat. Ecol.* 42:237–251. DOI 10.1007/s10452-008-9182-y.
- [16]Ellis Penning W., Bernard Dudley, Marit Mjelde and others. 2008. Using aquatic macrophyte community indices to define the ecological status of European lakes // *Aquat. Ecol.* 42: 253–264. DOI 10.1007/s10452-008-9183-x.
- [17]Егоркина Г.И., Зарубина Е.Ю., Кириллов В.В. 2000. Использование высших водных растений для оценки генотоксичности поверхностных вод// *Сибирский экологический журнал.* Т. 7. № 6. С. 685-688.
- [18]Двуреченская С. Я., Булычева Т. М. 2015. К вопросу о методических подходах к определению качества воды по интегральным показателям (на примере Новосибирского водохранилища). - *Вода: химия и экология.* 10: 32-37.

**Глава II/82: ИНДЕКС БИОИНДИКАЦИИ КАЧЕСТВА ВОДЫ МАЛЫХ РЕК ГОРНОГО  
ЛАНДШАФТА СИБИРИ**  
**Chapter II/82: Bio-Indication Index for the Water Quality of Small Rivers of Mountain Landscape  
of Siberia**

**Анна В. Андрианова**

DOI 10.25680/2046.2018.55.87.179

Эл. Почта: [AndrAV@icm.krasn.ru](mailto:AndrAV@icm.krasn.ru)

Институт вычислительного моделирования СО РАН – обособленное подразделение Федерального исследовательского центра «Красноярский научный центр Сибирского отделения Российской академии наук» (ФИЦ КНЦ СО РАН), Академгородок, 50, строение 44, 660036, Красноярск, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Проведено исследование зообентоса в малых горных водотоках, расположенных на территории природного парка «Ергаки» (юг Красноярского края) и за его пределами. Представлены доминирующие виды и группы, пространственное распределение и структурные показатели донных сообществ. Выполнен сравнительный анализ биоиндикационных индексов и метрик, часть которых используется при определении качества воды Европейской Рамочной Водной Директивой. Установлено, что наиболее высокой чувствительностью обладают индексы *EPT*, *BMWP*, *IBGN*, что позволяет рекомендовать их как стандартные при оценке качества вод малых горных рек данного региона. Путем ранжирования полученных биотических индексов и метрик относительно фоновых значений определены градации качества вод и введен интегральный показатель.



**Abstract.** The species composition, spatial distribution and structure coefficient of benthic communities in small mountain streams, situated on the territory of the Ergaki nature park (the south of the Krasnoyarsk Krai), were characterized. The comparative analysis of biotic indices and metrics, the part of which is used by the European Water Framework Directive to determine the water quality, was carried out. It has been defined that indices EPT, BMWP, IBGN have greater sensitivity and it makes possible to recommend them as standard in the evaluation of the water quality of small mountain streams of that region. The gradation of water quality was determined by the ranking of obtained biotic indices and metrics regarding background value, and also, the integrated index was instituted.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** малые реки, горный ландшафт, природный парк, макрозообентос, литореофильное сообщество, биоиндикация, качество вод, биотические индексы

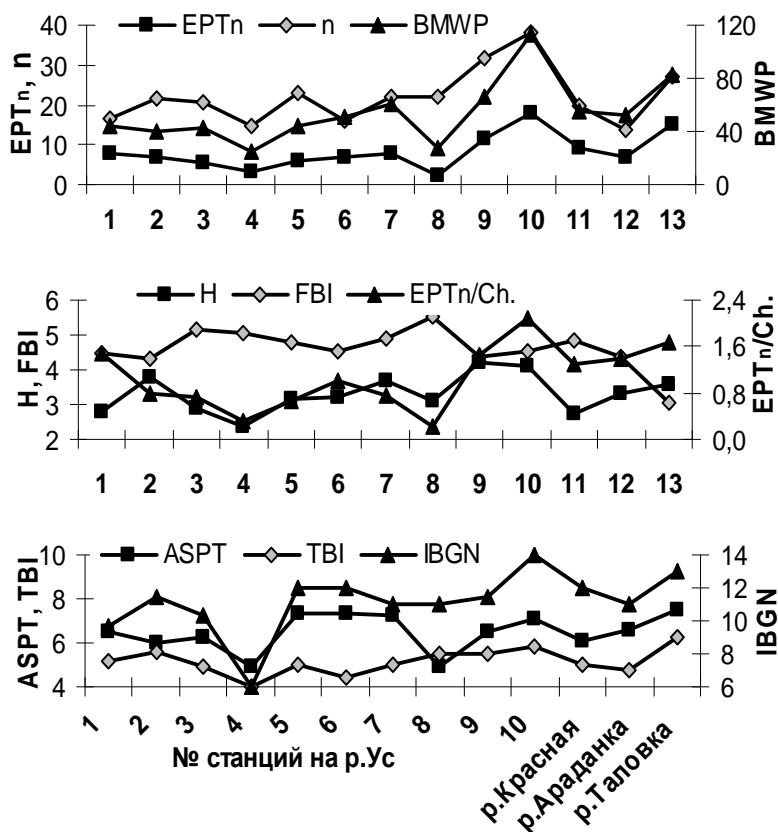
**Keywords:** small streams, mountain landscape, nature park, macrozoobenthos, lithoreophilous community, bioindication, water quality, biotic indices

## ВВЕДЕНИЕ

В центральной части Западного Саяна (юг Красноярского края) расположен горный хребет Ергаки – популярный и удобный район для туризма и кемпингового отдыха, находящийся под охраной национального природного парка «Ергаки». В настоящее время поверхностные воды парка уже испытывают значительную антропогенную нагрузку, связанную с развитием туризма, влиянием населенных пунктов и близостью автодорог. Кроме того, по территории парка ведется строительство железнодорожной магистрали федерального значения, что непременно повлечет за собой нарушение биологического баланса водных экосистем, которые по потенциалу устойчивости относятся к малоустойчивым природным экосистемам. Известно, что зообентос – это наиболее широко используемая индикаторная группа в системах биоиндикации текучих вод, как в отечественных, так и в зарубежных исследованиях. Существующее многообразие методов оценки экологического состояния водных объектов по структурно-функциональным характеристикам зообентоса ставит проблему выбора наиболее чувствительных и информативных индексов и метрик, учитывающих региональные особенности конкретных речных бассейнов. Задача данной работы – установить видовую структуру и пространственное распределение сообществ донных беспозвоночных в малых реках на территории природного парка «Ергаки» и провести сравнительный анализ биоиндикационных показателей, индексов и метрик, предлагаемых для оценки качества воды в странах Европейского сообщества и в отечественных исследованиях.

## МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Материалом для данного исследования послужили пробы зообентоса, собранные летом 2012-2014 гг. в р. Ус на участке протяженностью около 100 км и ее притоках. Река Ус - правый приток Енисея в его верхнем течении, является основной водной артерией на территории парка «Ергаки», длина составляет 236 км, площадь бассейна - 6880 км<sup>2</sup>. Сетка станций состояла из 10 пунктов непосредственно в р. Ус (от верховья к низовью) и трех правобережных притоков - рр. Красная, Араданка, Таловка (станции 11 – 13 соответственно). В непосредственной близости от автодорожного полотна расположены станции № 1 – 7 (р. Ус), 11 (р. Красная), 12 (р. Араданка). Рядом с населенными пунктами находятся станции 1-3 (турбаза и поселок Арадан), а также станция 7 (село Усинское). Таким образом, р. Ус в большей степени подвержена влиянию антропогенной инфраструктуры по сравнению с притоками. Наиболее удалены от различных источников антропогенного воздействия низовье р. Ус (станции 9, 10) и р. Таловка (станция 13). Для оценки качества воды по донным сообществам использовали комплексный подход, включающий анализ нескольких биоиндикационных показателей: количество видов в сообществе ( $n$ ); индекс видового разнообразия Шеннона ( $H$ ); хирономидный индекс Балускиной ( $K$ ); биотический индекс Вудивисса ( $TBI$ ). Для сравнительного анализа информативности используемых методов были рассчитаны индексы, предлагаемые Европейской Рамочной Водной Директивой:  $EPT$ ,  $BMWP$ ,  $ASPT$ ,  $FBI$ ,  $IBGN$  [1-4 и др.]. Кроме того, использовали показатели, основанные на соотношении высоко чувствительных и нечувствительных к загрязнению видов:  $EPT/Ch$ . – отношение суммарной численности ( $EPT_n$ ) или числа видов ( $EPT_n$ ) поденок, веснянок и ручейников к хирономидам; доля хирономид подсемейства *Tanytarsini* в зообентосе.



**Рисунок 1** – Пространственная динамика биотических индексов и метрик в реке Ус и ее притоках.

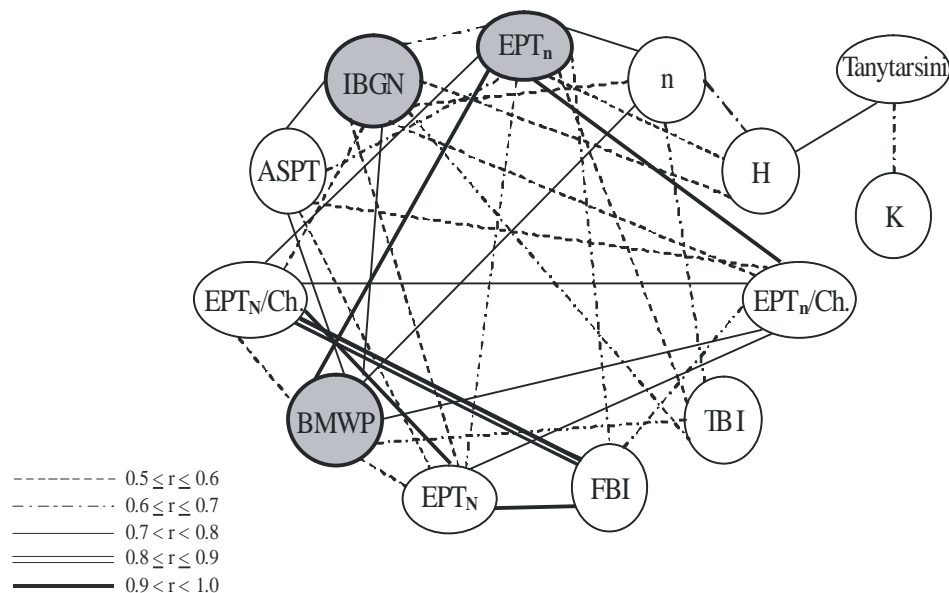
**РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ**

Видовой состав зообентоса исследованных водотоков типичен в основе своей для горных рек – это литореофильные организмы, обитающие на каменисто-галечных грунтах, перемываемых значительным течением. Обнаружено 96 видов и таксонов более высокого ранга макробеспозвоночных [5], широко распространенных в Палеарктике и Голарктике, и характерных для горных и предгорных водотоков различных регионов [6]. Среднее количество видов на пробу в реках Ус, Красная, Араданка и Таловка распределялось следующим образом: 22, 20, 14 и 27 соответственно. Практически весь зообентос состоит из личинок амфибионтных насекомых: хирономид, веснянок, поденок и ручейников. Наибольшее количество видов (40) отмечено в семействе хирономид; видовой состав поденок, ручейников и веснянок представлен 18, 14, 8 таксонами соответственно. Индекс видового разнообразия Шеннона (около 3 и более) указывает на то, что донные сообщества исследованных водотоков достаточно высокоорганизованны (рис. 1).

Максимальные значения индекса Шеннона (выше 4) и наибольшее количество видов (32 - 38) отмечены в низовье р. Ус (ст. 9 и 10). В донных сообществах количественно преобладали хирономиды, составляя 52 % общей численности. Поденки наибольший вклад вносили в р. Красная (36 %), веснянки и ручейники – в р. Таловка (17 % и 22 % соответственно). Основу биомассы составляли хирономиды и другие личинки двукрылых насекомых (39 %), поденки вносили 30 %, ручейники и веснянки – по 10 и 15 % соответственно. Общая численность донной фауны в притоках колебалась от 0,4 (р. Араданка) до 2,6 (р. Красная) тыс.экз./м<sup>2</sup>, биомасса - от 5,2 (р. Араданка) до 8,1 (р. Таловка) г/м<sup>2</sup>. В р. Ус средняя численность составила 1,7 ± 0,2 тыс.экз./м<sup>2</sup>, биомасса - 4,8 ± 0,7 г/м<sup>2</sup>, при этом максимальные значения численности отмечены на ст. 3 (2,8 тыс.экз./м<sup>2</sup>), биомассы (10,7 г/м<sup>2</sup>) – на ст. 10 (табл. 1).

В целом, наблюдалось единообразие в пространственной динамике для большинства метрик и биотических индексов (рис. 1): снижение показателей отмечено в р. Ус на ст. 4 и 8, максимальные значения – в низовье р. Ус (ст. 9, 10) и в р. Таловке. Сходство показателей индексов и метрик на изменение качества воды отражает корреляционный анализ. При построении корреляционных графов использовались только достоверные связи (при P<0,05) и коэффициенты корреляции (r) не ниже 0.5 (рис. 2). Максимальное число достоверных связей отмечено для индексов EPT<sub>n</sub>, IBGN и

*BMWP* (10, 9 и 8 соответственно). Наиболее высокие положительные коэффициенты корреляции получены для следующих комбинаций:  $EPT_n - BMWP$  (0.93),  $EPT_n - EPT_n/Ch.$  (0.91),  $EPT_N - EPT_N/Ch.$  (0.90) и  $FBI - EPT_N/Ch.$  (0.86). Наименьшее число корреляционных связей образовали индексы, основанные на численности хирономид – это индекс Балускиной (*K*) и доля подсемейства *Tanytarsini* в общей численности зообентоса. Следует отметить, что доля *Tanytarsini* отрицательно коррелирует с индексом видового разнообразия Шеннона (рис. 2), т.е. снижение доли *Tanytarsini* приводит к увеличению индекса.



**Рисунок 2** – Корреляционный граф взаимосвязей между различными индикационными метриками и индексами (серым цветом выделены индексы с наибольшим количеством связей)

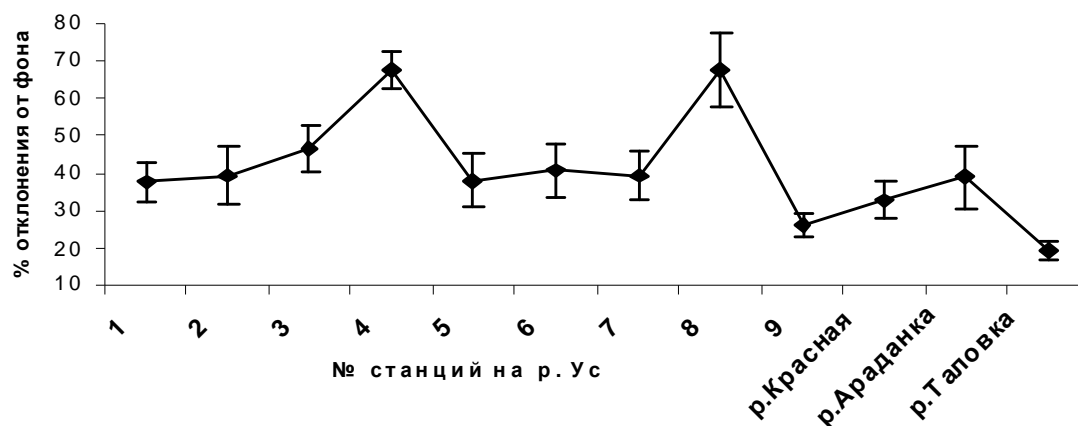
Общее количество видов зообентоса (*n*) хорошо коррелирует со многими показателями. Кроме того,  $EPT_n$  взаимосвязан с  $EPT_N$  ( $r = 0.68$ ), т.е. численность группы *EPT* в исследованных сообществах зависит от количества видов *EPT*, что подтверждается и другими исследованиями (Shilla and Shilla, 2011). Следовательно, количество видов в сообществе является необходимым показателем при оценке качества воды, несмотря на то, что приоритет в Водной Директиве WFD отдается экспресс-методам, не требующим определения видовой принадлежности беспозвоночных. Исходя из результатов корреляционного анализа, индексы *EPT*, *BMWP*, *IBGN* показывают согласованную реакцию и могут в ряде случаев взаимозаменять или дополнять друг друга.

Для оценки качества воды по абсолютным значениям каждого использованного индекса разработаны индивидуальные системы градаций и отсутствие единой общепринятой балльной градации снижает чувствительность использованных показателей в градиенте загрязнения, что приводит к искажению полученных значений категорий качества воды. Согласно требованиям WFD экологический статус реки или речного бассейна определяется по отношению к эталонным створам. Нормирование биотических индексов и метрик относительно фоновых значений на эталонных створах позволяет при определении качества воды учитывать региональные особенности состава и структуры донных сообществ. Градации качества вод определяли путем ранжирования полученных биотических индексов и метрик относительно фоновых значений. При этом показатели, отклоняющиеся от фоновых не более чем на 20 %, относили к «высокому» качеству («очень чистые»). Показатели, составляющие 60–80 % от фоновых – к «хорошему» («чистые»); 40–60 % – к «средственному» («умеренно загрязненные»); 20–40 % – к «низкому» («загрязненные»); менее 20 % – к «плохому» качеству («грязные») [6,7]. Станция 10, расположенная в низовье исследованного участка р. Ус, удовлетворяет всем требованиям, предъявляемым к эталонным створам и имеет максимальные значения большинства индексов и метрик. Нормирование индикаторных показателей относительно эталонного створа позволило провести оценку качества воды в единой системе в соответствии с 5-балльной шкалой (рис. 3). В качестве обобщающей характеристики для оценки качества воды предлагаются различные интегральные индексы (*IP*). По ряду причин целесообразно



но использовать  $IP$ , рассчитываемый не как сумма, а как среднее значение всех индикаторных индексов и метрик [8].

Наибольшие значения  $IP$  (более 60 %, вода «загрязненная») выявлены в р. Ус на станциях 4 и 8 (рис. 3). На ст. 4 реку Ус пересекает мостовой переезд и доступен съезд для автомобилей прямо к воде, где происходит мойка транспорта, ведется активный любительский отлов рыбы, прилегающая к реке территория замусорена бытовыми отходами. Станция 8 расположена на несколько километров ниже села Усинское (ст. 7), через которое проходит река, собирая с площади водосбора последствия бытовой и сельскохозяйственной антропогенной деятельности. Наиболее близки к фоновым значениям станции 9 (низовье р. Ус) и 13 (р. Таловка), расположенные вдали от автомагистралей и населенных пунктов. Наиболее чистые из изученных станций могут рассматриваться как эталонные при проведении гидроэкологического мониторинга в данном регионе.



**Рисунок 3** – Изменение интегрального показателя качества вод  $IP$  на различных станциях бассейна реки Ус

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Наиболее надежными и адекватными методами для оценки качества вод малых рек, расположенных на горных ландшафтах Сибири, являются индексы  $EPT$ ,  $BMWP$ ,  $IBGN$ .
2. Обязательным условием при проведении гидроэкологического мониторинга следует признать установление видовой принадлежности беспозвоночных, количества видов в донных сообществах, а также расчет индексов видового разнообразия, несмотря на то, что приоритет отдается экспресс-методам, не требующим высокой профессиональной подготовки.
3. Интеркалибровка биотических индексов и метрик относительно фоновых значений на эталонных створах позволяет адекватно провести оценку качества вод с учетом региональных особенностей.
4. Значения индексов и метрик на трех станциях (ст. 9, 10, 13) могут быть использованы как фоновые при проведении гидроэкологического мониторинга на антропогенно-напряженных типологически сходных реках данного региона, а так же после введения в эксплуатацию федеральной железнодорожной магистрали.

## ЛИТЕРАТУРА

- [1] Семенченко, В. П., Разлуцкий, В. И. 2011. Экологическое качество пресных вод. 2-е изд., исправленное. - Минск: Беларуская навука - 328 с.
- [2] Czerniawska-Kusza, I. 2005. Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water-quality assessment – *Limnologia*. Vol. 35: P. 169-176.
- [3] Miserendino, M. L., Brand, C., Di Prinzio, C. Y. 2008. Assessing Urban Impacts on Water Quality, Benthic Communities and Fish in Streams of the Andes Mountains, Patagonia (Argentina) - *Water Air Soil Pollut.* Vol. 194: 91-110.
- [4] Shilla, D. J., Shilla, D. A. 2011. The effects of catchment land use on water quality and macroinvertebrate assemblages in Otara Creek, New Zealand - *Chemistry and Ecology*. Vol. 27 (5): 445-460.
- [5] Андрианова, А. В., Апонасенко, А. Д., Макарская, Г. В., Пономарева, Ю. А. 2013. Комплексная оценка состояния экосистемы малой горной реки в районе строительства железнодорожной магистрали - *Вестник КрасГАУ*. Вып. 8: 97-103.

- [6] Яныгина, Л. В. 2014. Зообентос бассейна Верхней и Средней Оби: воздействие природных и антропогенных факторов: автореф. дис. ... док. биол. наук. Владивосток - 40 с.
- [7] Голубков, С. М. 2012. Использование принципов «Водной директивы Европейского союза» для оценки состояния биологических сообществ // Динамика биологического разнообразия и биоресурсов континентальных водоемов / под ред. А.Ф. Алимова, С.М. Голубкова. - СПб.: Наука - С. 258-265.
- [8] Балущкина, Е. В. 2012. Использование интегрального индекса для оценки состояния биологического разнообразия и качества воды водоемов // Динамика биологического разнообразия и биоресурсов континентальных водоемов / под ред. А.Ф. Алимова, С.М. Голубкова. - СПб.: Наука - С. 243-257.

**Глава II/83: ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОДЫ В ПРИРОДНЫХ  
ЛАНДШАФТАХ ПО СООБЩЕСТВАМ ВОДОРΟΣЛЕЙ**  
**Chapter II/83: Ecological Assessment of Water Quality in Natural Landscapes by Algal  
Communities**

**София Баринава**

DOI 10.25680/8063.2018.72.56.180

Эл. Почта: [sophia@evo.haifa.ac.il](mailto:sophia@evo.haifa.ac.il)

Institute of Evolution, Haifa University, 199 Abba Khoushi Ave., Mount Carmel, Haifa, 3498838 Israel

**РЕЗЮМЕ.** Приводятся данные о видах-индикаторах в основных биоиндикационных системах, которые могут быть использованы в оценке качества поверхностных вод естественных ландшафтов, наряду с имеющимися. Изложены основные аспекты биоиндикации, экосистемного анализа и оценки состояния водных экосистем, определена сфера их практического применения. Показана возможность оценки состояния водной экосистемы сопоставлением оценок по среде и по биотической составляющей. Представлены оригинальные индексы состояния водной экосистемы WESI, а также интегральный индекс загрязнения реки RPI, которые могут оптимизировать систему мониторинга качества вод природных ландшафтов. Приводятся сокращенные интегральные таблицы, необходимые для классификации качества воды с экологических позиций.

**Abstract.** Information about algal species-indicators in the main bioindication systems is provided that can be used to assess the quality of surface waters in natural landscapes along with the available ones. The main aspects of bioindication, ecosystem analysis and assessment of the state of aquatic ecosystems are described, the scope of their practical application is determined. The possibility of assessing the state of the aquatic ecosystem by comparing the estimates for the environment and the biotic components is represented. The original WESI aquatic ecosystem status indices as well as the integrated RPI river pollution index have been represented that can optimize the monitoring system for the quality of water natural in natural landscapes. The short integrated tables necessary for classifying water quality from ecological positions are given.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** природный ландшафт, биоиндикация, мониторинг, качество воды, экологическая оценка, водная экосистема, водоросли

**Keywords:** natural landscape, bioindication, monitoring, water quality, ecological assessment, aquatic ecosystem, algae

**ВВЕДЕНИЕ**

Одним из наиболее важных аспектов мониторинга водных ресурсов является оценка качества воды, как главного показателя качества жизни, поэтому все развитые государства прикладывают все возможные и доступные им усилия для обеспечения населения и хозяйства водами в достаточном количестве и адекватного качества. Главным источником вод, используемых в хозяйстве и как питьевой ресурс, являются природные источники естественных ландшафтов, поэтому именно в реках, озерах и водохранилищах необходимо не только определить, какого качества воды, но и

прогнозировать его. Две главные системы – бассейн водосбора и экологическая система водного объекта отвечают за качество воды. Каждое развитое государство стремится вложить адекватные средства для того, чтобы выявить качество вод, а также наблюдать его изменение путем системы мониторинга. Использование наиболее экономичных и информативных методов является приоритетом в большинстве стран. Именно поэтому методы биоиндикации как анализ ответа биоты на среду, в которой она развивается, получили широкое распространение.

### **БИОИНДИКАЦИЯ ПО ВОДОРΟΣЛЯМ В МОНИТОРИНГЕ КАЧЕСТВА ВОД**

Водоросли составляют основу трофической пирамиды, они развиваются на основе биогенных элементов, растворенных в воде и солнечной радиации, поскольку в своем большинстве являются автотрофами, создавая белки из неорганических веществ при воздействии энергии фотонов. Поскольку трофический базис в конкретном водном объекте имеет свои особенности и концентрации элементов, то формирующаяся водная экосистема имеет собственное лицо, в соответствии с экологическими предпочтениями видов, способных составить ее биотическую часть. Биоиндикационные методы на основе видового состава сообществ и обилия отдельных таксонов водорослей могут представлять интегральную оценку результатов всех природных и антропогенных процессов, протекавших в водном объекте, основные показатели которых определяются стоком с бассейна водосбора как части природного ландшафта [1,2].

Разработано несколько систем биоиндикации качества поверхностных вод [3,4], часть из которых рекомендована для контроля качества среды в пределах данного ландшафта и системы принятия решений [5,6].

Самым существенным звеном в методах биоиндикации является точное определение видового состава сообществ водорослей. Мы собрали данные о более 8475 видов-индикаторов по показателям среды и способа обитания водорослей: местообитанию (6308), температуре (413), подвижности водных масс и насыщенности их кислородом (1953), солености (2615), pH воды (2898), присутствию сероводорода (13), органическому загрязнению (5644), индексам сапробности (5978) [7,8], трофического статуса водного объекта (2440) и типа питания водорослей (491) и некоторых других [9].

До настоящего времени самой надежной системой остается классификация, выверенная по модели Сладчека [1]. Она охватывает более ста параметров водной среды, а также биотические продукционные и трофические показатели [2]. Самым существенным моментом в ней является возможность не только классифицировать отдельно гидрохимические и биологические показатели, но и прогнозировать интервалы показателей обеих частей экосистемы, если есть данные только по одной из них [10]. Так, имея физико-химические и продукционные показатели водного объекта [2], можно предположить интервалы индексов органического загрязнения, и наоборот. Таким образом, на основе собранных нами данных об экологических предпочтениях видов водорослей, оказалось возможным проводить не только биоиндикационный анализ по отдельным показателям, но также и комплексно оценивать реакцию водных сообществ на широкий спектр показателей в современном и историческом аспектах [7,8,11,12].

### **ИНДЕКС СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМЫ WESI В ОЦЕНКЕ ТОКСИЧЕСКОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ**

На основе Таблицы 1 можно рассчитать новый индекс, позволяющий быстро и интегрально оценить силу воздействия на конкретную экосистему водного объекта. Наши заключения строятся на следующих положениях. Фотосинтетический процесс в водной среде подвержен влиянию стрессовых факторов, прежде всего, химических, то есть, токсикантов [13]. В зависимости от стресса, автотрофные организмы меняют свой состав на виды, более устойчивые, способные к гетеротрофному типу питания. Это отражается на видовом составе и обилии видов в наблюдаемом сообществе. Но, в то же время, если нет возможности включить в процесс производства белка биогенные элементы, они, неорганические соединения азота и фосфора, остаются в воде не использованными. Таким образом, появляется возможность определить уровень стрессового воздействия на водную экосистему путем сравнения индексов сапробности (биотическая часть экосистемы) и количества биогенных элементов (неорганическая часть экосистемы). Разделив номер разряда в таблице 1 для вычисленного индекса сапробности  $S$ , на номер разряда установленных концентраций нитратов или фосфатов в анализируемом водном объекте, получаем индекс состояния экосистемы WESI. Индекс WESI изменяется от 0 до 5. Если он меньше единицы, то экосистема подвергается токсическому воздействию, если равен 1 или больше – самоочищение не подавляется [7,8]. При не

катастрофическом воздействии токсикантов на фотосинтез происходит замена видов в сообществах водорослей на те, которые могут питаться также и за счет уже имеющегося в воде органического вещества – миксотрофы, гетеротрофы.

**Таблица 1** - Показатели оценки качества вод для сокращенного мониторинга

| Показатели                       |                   | Пределы изменения значений и их оценки |                    |                     |                                   |                          |                             |                           |                      |                        |
|----------------------------------|-------------------|--|--------------------|---------------------|-----------------------------------|--------------------------|-----------------------------|---------------------------|----------------------|------------------------|
| Класс качества воды              |                   | I<br>Очень чистая                      | II<br>Чистая       |                     | III<br>Удовлетворительной чистоты |                          | IV<br>Загрязненная          |                           | V<br>Грязная         |                        |
| Разряд качества воды             |                   | 1<br>Пределно чистая                   | 2a<br>Очень чистая | 2б<br>Вполне чистая | 3a<br>Достаточно чистая           | 3б<br>Слабо загрязненная | 4a<br>Умеренно загрязненная | 4б<br>Сильно загрязненная | 5a<br>Весьма грязная | 5б<br>Пределно грязная |
| Номер разряда                    |                   | 1                                      | 2                  | 3                   | 4                                 | 5                        | 6                           | 7                         | 8                    | 9                      |
| Индекс сапробности S по Сладечку |                   | 0 – 0,5                                | 0,5 – 1,0          | 1,0 – 1,5           | 1,5 – 2,0                         | 2,0 – 2,5                | 2,5 – 3,0                   | 3,0 – 3,5                 | 3,5 – 4,0            | >4?0                   |
| Прозрачность                     | Проточ.           | 3,0                                    | 0,75-3,0           | 0,55-0,75           | 0,45-0,55                         | 0,35-0,45                | 0,25-0,35                   | 0,15-0,25                 | 0,05-0,15            | 0-0,05                 |
|                                  | по диску Секки, м | 6                                      | 6-4                | 4-2                 | 2-1,5                             | 1,5-1                    | 1-2                         |                           | 0,5-1                |                        |
| Фосфаты, мгP/л                   |                   | 0,005                                  | 0,005-0,015        | 0,015-0,03          | 0,03-0,05                         | 0,05-0,1                 | 0,1-0,2                     | 0,2-0,3                   | 0,3-0,6              |                        |
| Нитраты, мгN/л                   |                   | 0,05                                   | 0,05-0,2           | 0,2-0,5             | 0,5-1,0                           | 1,0-1,5                  | 1,5-2,0                     | 2,0-2,5                   | 2,5-4,0              |                        |

### ИНТЕГРИРОВАНИЕ ДАННЫХ В ИНДЕКСЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ РЕКИ RPI

Данные биоиндикации, гидрохимии и рассчитанных индексов могут стать основой для интегрального расчета каждого конкретного показателя. Так, станции, расположенные на реке в одной линии водотока (исток-приток-основное русло-устье) в пределах анализируемого ландшафта, имеют конкретные расстояния между собой. Водоток в пределах от верхней до нижней станции наблюдения также имеет конкретную длину. Данные по длинам участков водотока между станциями и данные гидрохимии и биоиндикации собираются в таблицу и служат основой для расчета Индекса Загрязнения Реки (RPI). Индекс был предложен Сумита [14] как «RPId» для системы индексов загрязнения Ватанабе. Позднее мы привлекли к расчетам и оценкам данные других индексов, в частности, индексы сапробности Сладечка, а также гидрохимические данные [2,7,8,15]. Индексы RPI дают интегральную оценку водного объекта в целом по различным показателям, позволяют сравнивать загрязнение рек или их участков, чего данные конкретных точек наблюдения дать не могут. Расчет RPI весьма прост, а индекс информативен, что представляется полезным для мониторинга водных объектов, поскольку позволяет выделить критические точки в пределах анализируемого ландшафта. Сумита отмечает малую изменчивость интегральных индексов RPI в стабильных ландшафтных условиях, и наш опыт подтверждает это наблюдение.

**Таблица 2**- Цветовые коды ЕС в соответствии с экологическим статусом и классом качества вод.

| Класс качества вод | Экологический статус | Цветовой код |
|--------------------|----------------------|--------------|
| I                  | Высокий              | Голубой      |
| II                 | Хороший              | Зеленый      |
| III                | Средний              | Желтый       |
| IV                 | Низкий               | Оранжевый    |
| V                  | Плохой               | Красный      |

Схема сбора данных, а также подбор их для последующего анализа и пространственного отражения, может быть сокращена в зависимости от целей оценок и/или вида мониторинга для получения необходимой и достаточной информации о состоянии водной экосистемы, чтобы можно было прогнозировать и направлять ее развитие в пределах выделенного участка ландшафта. В любом случае, результаты классифицирования данных биоты и среды водного объекта могут быть отражены цветовым кодом (Таблица 2).

## **ЗАКЛЮЧЕНИЕ**

1. Биоиндикация по водорослям остается актуальным методом мониторинга для оценки не только качества воды, но и состояния водной экосистемы в целом в пределах естественного ландшафта, поскольку охватывает широкий спектр показателей и имеет в своей основе экологические предпочтения видов.
2. Развитие новых интегральных индексов, таких как индекс состояния экосистемы WESI для всех типов водных объектов и Индекса Загрязнения Реки (RPI) для водотоков помогает сделать систему мониторинга качества вод более информативной и экономичной.
3. Индексы состояния водной экосистемы показывают новый аспект оценки токсического воздействия с помощью биоиндикации.
4. Индексы загрязнения реки, интегрирующие как биологические, так и гидрохимические данные по водотоку (либо для водоема во временном ряду), оказываются перспективными не только для оценки качества среды природного ландшафта, но и для понимания стабильности условий водного объекта. Таким образом, интегральные индексы могут служить основой для рекомендаций в системе принятия хозяйственных решений на основе данных мониторинга качества воды конкретного водного объекта.

## **ЛИТЕРАТУРА**

- [1]Sládeček, V. 1973. System of water quality from biological point of view. - *Ergebn. limnol.* 7: 1–128.
- [2]Barinova, S. 2017. On the Classification of Water Quality from an Ecological Point of View. - *International Journal of Environmental Sciences & Natural Resources* 2 (2): 1-8. DOI: 10.19080/IJESNR.2017.02.555581.
- [3]Barinova, S. 2017. Essential and practical bioindication methods and systems for the water quality assessment. - *International Journal of Environmental Sciences & Natural Resources* 2 (3): 1-11. DOI: 10.19080/IJESNR.2017.02.555588.
- [4]Dokulil, M.T. 2003. Algae as ecological bioindicators. In: Market, B.A., Breure, A.M., Zechmeister, H.G. (eds), *Bioindicators and Biomonitors*. Elsevier, Oxford, pp. 285–327.
- [5]Siepel, H. 1996. Decision-support systems for nature management. - *Biodivers. Lett.* 3 (4-5): 157–161.
- [6]Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). 2003. Guidanc document n.º 7. Monitoring under the Water Framework Directive. European Communities, Luxembourg. (<http://europa.eu.int> ).
- [7]Баринова, С.С., Медведева, Л.А., Анисимова, О.В. 2006. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель-Авив, 498 с.
- [8]Barinova, S. 2011. *Algal diversity dynamics, ecological assessment, and monitoring in the river ecosystems of the eastern Mediterranean*. Nova Science Publishers, New York, USA, 363 pp.
- [9]Barinova, S., Fahima, T. 2017. The Development of the a World Database of Freshwater Algae-Indicators. - *Journal of Environment and Ecology* 8 (1): 1-7.
- [10]Barinova, S.S. 2017. Empirical Model of the Functioning of Aquatic Ecosystems. -*International Journal of Oceanography and Aquaculture* 1 (3): 1-9.
- [11]Тавасси, М., Баринова, С.С., Анисимова, О.А., Нево, Е., Вассер, С.П. 2005. Водоросли-индикаторы природных условий в бассейне реки Яркон, центральный Израиль. - *Альгология* 15 (1): 51–77.
- [12]Klochenko, P., Shevchenko, T., Barinova, S., Tarashchuk O. 2014. Assessment of the ecological state of the Kiev Reservoir by the bioindication method. - *Oceanological and Hydrobiological Studies* 43 (3): 228–236.
- [13]UNEP/IPCS. Training Module No. 3. Section C. Ecological Risk Assessment. Prepared by The Edinburgh Centre for Toxicology. 2006. (<http://www.chem.unep.ch/irptc/Publications/riskasse/C2text.pdf>)

[14]Sumita, M.A. 1986. Numerical water quality assessment of rivers in Hokuriku District using epilithic diatom assemblage in river bed as a biological indicator. (II) The values of RPId in surveyed rivers. Diatom. - Jap. J. of Diatomology 2: 9–18.

[15]Barinova, S., Krassilov, V.A. 2012. Algal diversity and bio-indication of water resources in Israel. - International Journal of Environment and Resource 1 (2): 62–72.

**Глава II/84: МОНИТОРИНГ КАЧЕСТВА ВОДНЫХ РЕСУРСОВ В ЛАНДШАФТАХ  
ЕВРОПЕЙСКОГО СЕВЕРО-ВОСТОКА РОССИИ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ  
ДИАТОМОВЫХ ВОДОРОСЛЕЙ**  
**Chapter II/84: Monitoring of Water Quality in Landscapes of European North-East of Russia by  
Using Diatoms**

Ангелина С. Стенина

DOI 10.25680/2439.2018.94.28.181

Эл. Почта: [stenina@ib.komisc.ru](mailto:stenina@ib.komisc.ru), [lina.stenina@gmail.com](mailto:lina.stenina@gmail.com)

Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения Российской академии наук, ул. Коммунистическая, 28, г. Сыктывкар, Республика Коми, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Разработан и протестирован метод оценки состояния водных экосистем с использованием диатомового анализа. Метод обеспечивает надежную характеристику воды и состояния водоемов разного типа. Метод включает визуальное определение степени развития обрастаний подводных субстратов в полевых условиях. В условиях лаборатории мы исследуем видовое богатство, таксономическое разнообразие, ценотическую структуру сообществ, доминирующие комплексы, определяем экологическую структуру по отношению к основным факторам водной среды: минерализации, Рн, содержанию легко окисляемых органических веществ. На основе соотношения сапробиологических групп и индексов сапробности оцениваем качество водной среды. Наш метод является практичным в руках специалистов, которые имеют опыт работы в гидробиологии и систематике диатомовых водорослей. Метод потенциально может применяться в качестве части изучения качества водных экосистем по всей Евразии.

**Abstract.** We developed and tested a method for the assessment of the status of water ecosystems using diatoms. The method shall provide a reliable characterization of water and conditions of different types of water bodies. The method includes visual identification of level of development of epiphyton on underwater substrates. In the laboratory we study the species richness, taxonomical diversity, assemblages structure, dominating complexes, proportions of ecologically alternative groups of species or families. We also determine the ecological structure of diatoms accordance to the main factors of waters: mineralization, Ph, content of organic matter. On the base of share of saprobiological groups and saprobity indexes we assess waters properties. Our method is practicable in the hands of specialists whose have background in hydrobiology and diatom taxonomy. The method can potentially be used for monitoring of water ecosystems throughout Eurasia.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** водные экосистемы, диатомовые водоросли, биоразнообразие, качество воды, европейский северо-восток России

**Keywords:** water ecosystems, diatoms, biodiversity, water quality, European North-East of Russia

## **ВВЕДЕНИЕ**

Водные экосистемы являются неотъемлемой частью ландшафта и все происходящие в нем изменения, несомненно, отражаются на их состоянии. Для северных арктических регионов, где развивается промышленность по добыче, транспортировке и переработке углеводородных полезных ископаемых необходимость мониторинга особенно актуальна. Это обеспечит сохранение биологического разнообразия водных организмов в разных типах водных объектов и экологическую безопасность водной среды для человека. Ранее при мониторинге водоемов в Большеземельской



тундре использовались в основном такие показатели как численность и биомасса групп водорослей [1], которые не всегда отражают объективно изменения водной среды при антропогенном воздействии. Ботанические показатели в большинстве случаев практически не учитываются при анализе, однако в ряде случаев при отсутствии заметной реакции сообществ в виде изменения биомассы или численности водорослей могут играть решающую роль в оценке состояния экосистем.

## **ЦЕЛЬ МЕТОДА**

Цель метода диатомового анализа – выявить состояние биоразнообразия в водоемах и водотоках с помощью показателей, которые позволят обнаружить нарушения в структуре флор и сообществ, показать степень изменения и прогнозировать тенденции их трансформации. Совершенствование метода создаст возможность его стандартизации.

## **ПРИНЦИП И ПРОЦЕДУРА**

### **Принцип**

Методы альгоиндикации относительно просты при условии работы специалистов в области изучения водорослей и особенно диатомовых. Это самая многочисленная и широко распространенная группа гидробионтов в водных объектах различных географических зон и регионов. Диатомовые водоросли – хорошие биоиндикаторы естественных различий водных объектов и происходящих с ними изменений [2,3]. Информация о разнообразии диатомей, доминирующих видах, соотношении экологических групп дает возможность оценить состояние водоемов. Большое значение имеет фитоперифитон, особенно для водотоков, так как дает общее представление о состоянии водной среды за предыдущий период в отличие от химического анализа воды. При исследовании загрязнения озер для сравнения одновременно берется материал из чистых водоемов, сходных по происхождению, гидрологии, глубине и другим данным. Обследование водотоков выполняется также на фоновых створах за пределами влияния загрязнителей и на импактных участках.

### **Метод**

Пробы перифитона (эппилитон или эпифитон) отбираются общепринятыми методами [4], определение диатомовых водорослей проводится в постоянных препаратах (после кипячения материала с концентрированной серной кислотой) при увеличении не менее 1000 X. Количественные характеристики включают относительное обилие в процентах от общего количества подсчитанных клеток диатомей в препарате (200-300), в некоторых случаях – глазомерное обилие по 6-балльной шкале. Для анализа используются следующие показатели.

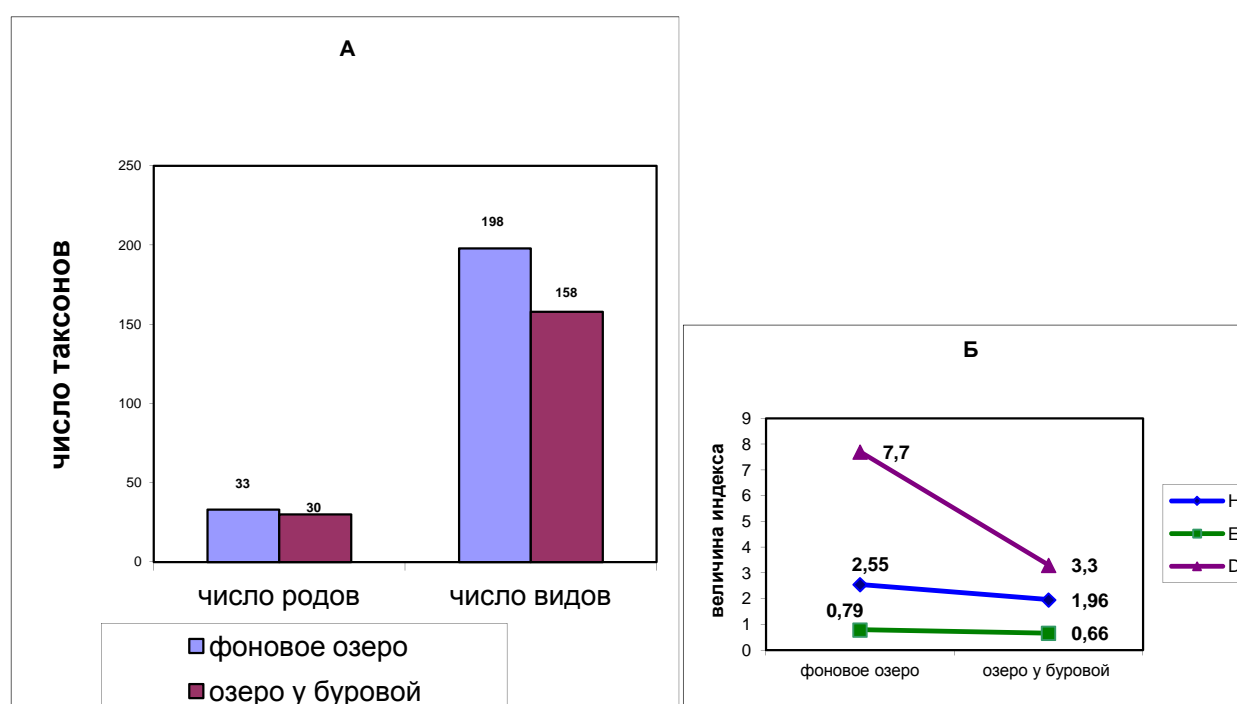
1. Видовое или флористическое богатство как базовая характеристика биоразнообразия.
2. Таксономическое разнообразие в виде соотношения таксономических групп: число видов по отношению к числу семейств и родов; число родов по отношению к числу семейств.
3. Видовое разнообразие, характеризующее структуру сообщества: индексы Шеннона (H), Бергера-Паркера (D), эквитабильности  $\epsilon$  [5].
4. Соотношение экологических групп по отношению к солености, Рн воды, по сапробности и пропорции биогеографических групп. Эколого-географические характеристики видов используются по литературным данным [6,7,8].

## **РЕЗУЛЬТАТЫ**

Апробация метода проведена автором на территории европейского северо-востока России в Ненецком автономном округе и Республике Коми. Исследовались озера и реки тундровой зоны в районах нефтеразведочного бурения, угледобычи и воздействия других хозяйственных объектов. Поступление в водоемы концентрированных загрязняющих веществ приводит к негативным последствиям. Установлено, что такие изменения условий водной среды в антропогенно нарушенных водоемах как снижение прозрачности из-за взмучивания частиц угольного шлама, повышение Рн, минерализации, содержания соединений биогенных элементов и легко окисляемых органических веществ вызывают обеднение видового состава и структурные перестройки в сообществах диатомовых водорослей (Таблица 1). Уменьшается число семейств, родов и особенно видов, что показано на примере водоемов Воркутинского промышленного района [9]. Снижается насыщенность крупных таксонов родами и видами, это особенно отчетливо видно на соотношении числа видов и числа семейств. Снижение видового богатства диатомовых особенно выражено в условиях шахтного, цементного, транспортного загрязнения и сельскохозяйственного производства. Если в качестве условного фонового показателя взять среднее значение видового богатства чистых озер,

то его утрата в сильно загрязненных водоемах составляет от 72 до 89%. Изменяется структура сообществ, происходит их упрощение (Таблица 1) в результате доминирования отдельных устойчивых видов особенно из родов *Nitzschia*, *Diatoma*, отдельных видов из рода *Navicula*. В фоновых озерах доля рода *Nitzschia* максимально составляет 22% от всего состава и 16% в доминирующих комплексах. В загрязненных водоемах она доходит до 30 % от состава и 38% среди видов в доминирующих комплексах.

Выявлены основные тенденции изменений диатомовых комплексов в водных экосистемах на территории нефтеразведочного бурения. На примере озер в бассейнах рек Ненецкого автономного округа установлено, что в загрязняемых озерах вблизи площадок буровых скважин флористическое богатство диатомовых водорослей (Рисунок 1А) и видовая насыщенность семейств и родов ниже, чем в фоновых [10]. Большую диагностическую ценность имеют критерии, включающие информацию о степени равномерности развития видов в сообществах. Видовое разнообразие диатомовых водорослей ниже в озере импактной зоны даже на стадии разведочного бурения по сравнению с фоновым озером. Меньшая равномерность в развитии диатомовых водорослей в загрязняемых озерах особенно отчетливо видна в изменении индекса доминирования Бергера-Паркера (Рисунок 1Б).



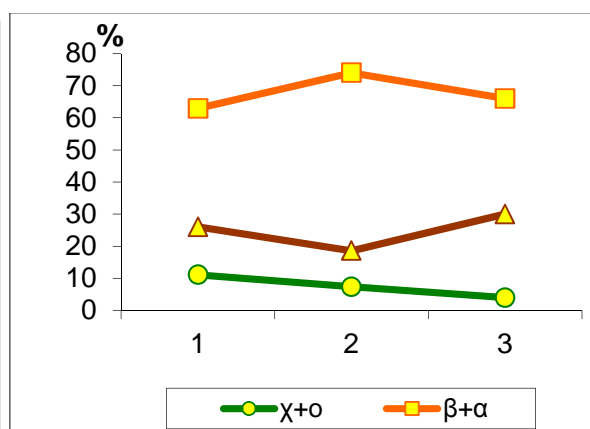
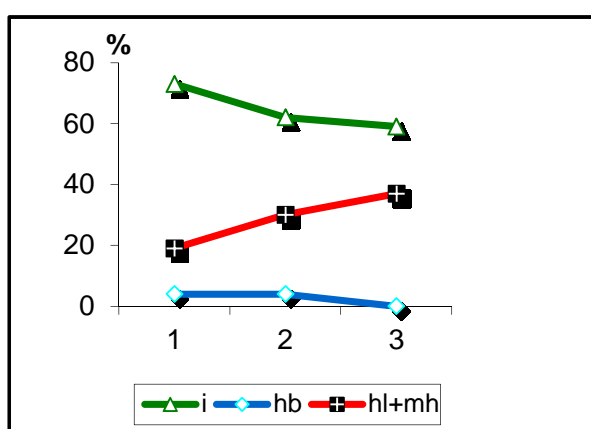
**Рисунок 1** – Изменение флористического богатства (А) и структурного разнообразия (Б) диатомовых комплексов в озере импактной зоны у нефтеразведочной буровой по сравнению с фоновым озером в бассейне реки Варкневхьяха

Ведущими факторами воздействия на диатомовые комплексы являются содержание солей в воде и Рн. Пример – в реке Юньяга (Воркутинский район) под влиянием водоотлива шахты [11] происходит увеличение числа и доли группы галофильных видов и снижение значения остальных групп (Рисунок 2). При антропогенном нарушении возрастает количество индикаторов загрязненных вод:  $\beta$  – мезосапробов,  $\alpha$  – мезосапробов, полисапробов (Рисунок 3). Такие же тенденции наблюдаем в изменении диатомовых комплексов по отношению к Рн: в условиях загрязнения увеличивается число и доля алкалифилов.

**Таблица 1** – Флористическое богатство, таксономическое и видовое разнообразие диатомовых водорослей в водоемах окрестностей г. Воркута

| Показатель  | Чистые водоемы (8)       | Водоемы в зоне влияния источников загрязнения |                          |                          |                          |
|-------------|--------------------------|---|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
|             |                          | Шахты (21)                                    | Цементный завод (2)      | Автотрассы (10)          | Смешанное (3)            |
| Число видов | $\frac{47-88}{69}$       | $\frac{9-66}{32}$                             | $\frac{35-41}{38}$       | $\frac{18-56}{39}$       | $\frac{48-64}{56}$       |
| Вид/Сем     | $\frac{4.3-7.3}{6.0}$    | $\frac{1.7-6.6}{3.5}$                         | $\frac{3.5-4.1}{3.8}$    | $\frac{2.0-5.4}{4.2}$    | $\frac{4.4-4.9}{4.6}$    |
| Индекс D    | $\frac{1.8-7.1}{4.4}$    | $\frac{5.6-1.0}{2.3}$                         | $\frac{1.96-1.8}{1.8}$   | $\frac{5.9-1.1}{3.0}$    | $\frac{7.4-1.1}{3.8}$    |
| Индекс E    | $\frac{0.45-0.82}{0.66}$ | $\frac{0.83-0.11}{0.59}$                      | $\frac{0.67-0.62}{0.63}$ | $\frac{0.86-0.20}{0.59}$ | $\frac{0.80-0.30}{0.61}$ |

**Примечание:** в скобках указано число исследованных водоемов; в числителе – пределы колебаний, в знаменателе – среднее значение показателей



**Примечание:** 1 – фоновая станция, 2, 3 – станции ниже впадения ручья с шахтными водами; i – индифференты, hb – галофобы, hl – галофилы, mh – мезогалофы; χ+ο – сумма ксено- и олигосапробов, β+α – сумма бетамезосапробов и альфамезосапробов.

**Рисунок 2** – Изменение доли диатомей доминирующего комплекса по отношению к солености воды в реке Юньяга под влиянием шахтных вод

**Рисунок 3** – Изменение доли диатомей доминирующего комплекса разных групп сапробности в реке Юньяга под влиянием шахтных вод

## ВЫВОДЫ ПО ИСПОЛЬЗОВАНИЮ МЕТОДА

Ботанические и экологические методы изучения диатомовых водорослей в условиях антропогенного воздействия необходимо сочетать с продукционными и функциональными показателями. Для совершенствования метода и успешной оценки водных экосистем должны быть определены основные надежные критерии сравнения. Дополнение их физико-химическими характеристиками среды позволит повысить точность метода.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Разработка методов мониторинга с использованием диатомовых водорослей осуществляется для оценки качества водной среды в условиях антропогенного воздействия.
2. Выделяемые критерии биоразнообразия и экологической структуры диатомовых комплексов особенно прикрепленных сообществ основаны на высокой индикаторной способности этой группы водорослей.
3. Чувствительность диатомовых к содержанию солей в воде, Рн водной среды, наличию легко окисляемых органических веществ позволяет без химического анализа воды выявить направленность изменения водных экосистем.
4. Диатомовый анализ – достаточно простой, надежный, проверенный, хотя еще недооцененный метод оценки окружающей среды, используемый гидробиологами, ботаниками, геологами для решения самых разных вопросов.

## ЛИТЕРАТУРА

- [1] Особенности структуры экосистем озер Крайнего Севера (на примере озер Большеземельской тундры). СПб.: Наука, 1994, 260 с.
- [2] Potapova, M., Charles, D.F. 2007. Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of the United States. *Ecological Indicators*, 7, 48–70.
- [3] Round, F.E. 1991. Diatoms in river water-monitoring studies. *Journal of Applied Phycology*, 3, 129–145.
- [4] Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений / Под ред. Абакумова В.А., Л.: Гидрометеиздат, 1983, 239 с.
- [5] Мэгарран, Э. Экологическое разнообразие и его измерение, М.: Мир, 1992, 184 с.
- [6] Барина, С.С., Медведева, Л.А., Анисимова, О.В. 2006. Биоразнообразие водорослей–индикаторов окружающей среды, Tel-Aviv: Pilies Studio, 498 pp.
- [7] Sládeček, V. 1986. Diatoms as Indicators of Organic Pollution. *Acta hydrochim. Hydrobiol.* 14, 5, 555–566.
- [8] Van Dam, H., Mertens, A., Sinkeldam, J. 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journ. Of aquatic ecology*, 28, 1, p. 117–133.
- [9] Стенина, А.С. 2000. Оценка состояния водных объектов г. Воркута с использованием диатомовых водорослей. В кн.: Эколого-экономические и социальные проблемы Воркутинского промышленного района (поиск путей решения и обеспечение стабильности). Воркута-Сыктывкар, с. 50–63.
- [10] Стенина, А.С. 1996. Диатомовые водоросли тундровых водоемов в зоне влияния нефтеразведочных буровых (Архангельская область). В кн.: Некоторые подходы к организации мониторинга на Севере. Труды Коми НЦ УрО РАН, 147, с. 111–124.
- [11] Стенина, А.С. 2005. Изменение сообществ диатомовых водорослей в зоне влияния угольного карьера. В кн.: Природная среда тундры в условиях открытой разработки угля (на примере Юнгинского месторождения). Сыктывкар, с. 63–86.

### Chapter II/85: EVALUATION OF ALPINE AND OTHER SPRINGS BASED ON THEIR DIATOM AND NEMATODE COMMUNITIES

#### Глава II/85: Оценка горных и других источников на основе сообществ диатомовых водорослей и нематод

Ursula Eisendle-Flöckner<sup>\*1</sup>; Maurizio Battagazzore<sup>2</sup>

DOI 10.25680/1472.2018.59.41.182

\* Email: [ursula.eisendle@sbg.ac.at](mailto:ursula.eisendle@sbg.ac.at)

1. University of Salzburg, Hellbrunnerstr. 34, 5020 Salzburg, Austria

2. Via Comunale Mondovì 11, 12013 Chiusa di Pesio (Cuneo), Italy.

**ABSTRACT.** Springs are well-known important freshwater and diversity resources, but their protection is largely lacking. Standardized protocols for conservation purposes are difficult to establish due to springs' extreme abiotic and biotic variability. This variability derives from the transition of aquatic and terrestrial and surface and subsurface environments in springs, and an often high degree of rareness and endemism of organisms targeted in spring research so far (e.g. mosses, arthropods). Supported by an alpine spring pilot study (Eastern Alps, Austria), we suggest diatoms and nematodes as permanent, abundant, and diverse alternative for spring evaluation. They provide sufficiently data comparability for springs from any landscape as well as valuable indication for springs' characters such as successional stage, eutrophication, hydrological regime, altitude, and interaction with the terrestrial surroundings. However, the use of diatoms and nematodes needs yet still to be tested more extensively in order to promote spring evaluation protocols.

**Резюме.** Источники являются хорошо известными важными ресурсами пресной воды и биологического разнообразия, но меры их защиты во многих случаях отсутствуют. Установить стандартизованные протоколы для целей охраны сложно вследствие крайней абиотической и биотической изменчивости источников. Эта изменчивость обусловлена переходами между водной и наземной, поверхностной и подповерхностной средами в источниках, а также часто высокой степенью редкости и эндемизма организмов, на которых до настоящего времени ориентированы исследования источников (например, мхов, членистоногих). Используя пилотное исследование горных источников (Восточные Альпы, Австрия), мы предлагаем в качестве альтернативы для оценки источников диатомовые водоросли и нематод, которые характеризуются постоянной встречаемостью, высокой численностью и разнообразием. Они обеспечивают достаточную сопоставимость данных для источников из любого ландшафта, а также являются ценными индикаторами таких характеристик источников, как стадия сукцессии, эвтрофикация, гидрологический режим, высота над уровнем моря и взаимодействие с наземным окружением. Однако использование диатомей и нематод еще требует более обширного тестирования с целью обоснования протоколов оценки источников.

**KEYWORDS:** springs, alpine springs, landscapes, ecotone, assessment, diatoms, nematodes, sampling, eutrophication, succession, hydrological regime, altitude, climate change, sustainability

**Ключевые слова:** источники, альпийские источники, ландшафты, экотон, оценка, диатомовые водоросли, нематоды, отбор проб, эвтрофикация, преобладание, гидрологический режим, высота, изменение климата, устойчивость

## INTRODUCTION

Freshwater springs are important landscape elements: they contribute essentially to global surface freshwater resources regardless of their often small size and widely scattered distribution, they connect subsurface and surface waters as well as terrestrial and aquatic systems - both resulting in an often extremely diverse spring biota, and finally, they are of economic value as drinking but also non-drinking water resource. Nevertheless, springs are rarely integrated in conservation and protective law and in routine assessment and monitoring programs. Within EU law, for example, springs are not addressed by the water framework directive (WFD) [1]. The widely lacking protective status might rely on springs' specificity - nearly each spring has a unique, landscape integrative character and, as widely known so far, an often distinct biota accompanied by a high degree of endemism. The consequent extreme variability of springs' abiotic and biotic characters hampers development of a comparable and standardized spring evaluation method addressing a wide range of landscapes. Such method, however, would be required as a base to foster effective conservation and protection of springs.

Finally, it has to be mentioned that springs in general and alpine spring in particular, are still relatively less investigated compared to other surface freshwater resources such as standing and running water bodies. Furthermore, spring investigations have focused on macrophytes, diatoms and only certain invertebrates (e.g. mites, insects). The nearly exclusive use of less frequent and partly highly endemic mosses, mites and insects yet cause disadvantageously low comparability of data. Conversely, less well-known spring organisms might potentially help to overcome such comparability problems, because they are expected occur more regularly, frequent and abundant, and, most important, show nearly no endemism. Free-living nematodes are considered to represent such an alternative, similar as for springs already better known diatoms. A combination of these two groups might bear several advantages to establish spring monitoring and assessment programs.

## AIM AND ADVANTAGE OF THE METHOD

The use of diatoms and nematodes is aimed to provide sufficiently comparable data over a range of highly variable spring characters from various landscapes. Consequently, they are considered a perfect tool for evaluation purposes of springs and most notably for alpine springs. In the long run, a routine method for monitoring and assessment and thus (risk) management protection of springs should be developed based on these two groups. This method can then be used as an amendatory or alternative approach to hitherto predominantly investigated spring faunal groups and their given above mentioned, disadvantages causing low comparability.

The expected advantage of improved comparability of spring data by the use of nematodes and diatoms are based on subsequently listed considerations. Both groups are widespread and diverse in any type of freshwater independent from, for example, altitude, extreme conditions, size and depth [2-5]. Moreover,

both organism groups also occur in the terrestrial surroundings, and their aquatic and terrestrial appearances can provide additional information on interactions between springs and their surroundings. Both have shown differences between different lithologies and might therefore provide additional hydrogeological information [6, 7]

Basic (e.g. presence/absence, abundance,  $\alpha$ ,  $\gamma$  diversity) and more comprehensive (phylogeny, similarity and dissimilarity as  $\beta$ -diversity) community parameters - separately and summarized for nematodes and diatoms, as well as groups specific parameters (e.g. trophic-index, maturity index, relation of nematode secernentea and adenophorea) are considered to provide a highly comparative framework for spring evaluation. This framework should enable comparisons over a range of spatio-temporal scales including helpful groups specific indication quality status, complexity, grade of succession and functioning of springs. Despite expected frequent occurrence of nematodes and diatoms, non-parametric data distribution might prevail, which, however, can be handled with alternative analytical approaches such as ANOSIM and PERMANOV [compare e.g. 2].

### **SPRING CHARACTERISATION, SAMPLING, AND SAMPLE PROCESSING**

A simplified spring classification using types as helo-, limno- and rheokrene should be avoided, because of a complex range of intermediate characters between these types. Mapping the springs for size (area), water depth, coverage of substratum (inclusively vegetation), riparian vegetation and structure, degree of shading, altitude and geology, is as essential as is recording standard hydrochemical water parameters, water velocity, discharge and weather during sampling. Optional, a size to depth ratio can provide a single number of a habitat's status useful for further analysis. Sampling and sample processing methods have basically to be adapted according to the springs' specific substratum. Ideally, each type of substratum is sampled and treated separately.

**Diatom sampling and processing:** Standardized diatom sampling protocols should be used, though might need adaptations [8, 9]. Samples from stony substrates and from submerged macrophytes - when present - should be collected, stored (70% ethanol) and examined separately. Epilithic diatoms are scraped using a hard tooth brush from cobbles, while epiphytic ones are collected by gathering submerged macrophytes. Organic matter can be eliminated by means of digestion by concentrated hydrogen peroxide.

**Nematode sample and processing:** A modified surber sampler, with an area adapted to spring size and a mesh wide adapted to nematode sampling (ideally 40 – 50  $\mu\text{m}$ ), can be applied water flow and water depth is sufficient at the respective sites. Elsewise, simple handheld PVC-corers, but also shovels, are useful to sample a defined area and volume of differently sized sandy to stony substrates. Small syringes are useful to collect a defined area and volume of finer substrates (e.g. FPOM, silt, clay). Epilithic (larger stones) are also typically treated separately by carefully collecting them into a plastic tray and brushing their surface. Any type of vegetation (submerged, partly submerged etc.) can be cut into a net (fine mesh size). Fixation and preservation depends on the consequent analysis of nematodes. If only morphological analyses are required, a low formalin concentration (4–10%) is useful. Ethanol in various concentrations should not be taken because they degrade morphological important structures. If morphological and molecular determination is required, DESS is a good choice, because it allows the microscopical examination of nematodes (light and electron microscopy) as well as nematode sequencing [10]. However, when using DESS, care must be taken to eliminate as much of the water within samples immediately in the field by sieving the samples with fine meshes.

To ease invertebrates' counting and sorting under the stereomicroscope (up to at least 40x magnification), centrifugation with Ludox TM50 helps to separate animals from abiotic substrates, additional staining with Rose Bengal generally increase the visibility of small animals and in particular that of otherwise translucent nematodes [11]. For light microscopic morphological analysis and identification, nematodes are best mounted on slides in a droplet of glycerin after a stepwise dehydration procedure. For more details on sampling, sampling processing and nematode preparation see for example 11, 12 and 13.

### **INSIGHTS FROM A PILOT IN BRIEF**

**Material and Method** - 15 springs within an altitudinal range of 1879 - 2448 m asl were sampled during a pilot study in the Hohe Tauern (Eastern Alps, Austria) in July 2015. The majority of the springs (12) were surrounded by alpine meadows, the remaining by scattered higher vegetation. Water level and water flow was low for all springs with mean values of 3.5 cm and 0.08  $\text{ml}^{-\text{sec}}$ , respectively. Springs' basic water parameters were widely within common ranges (water temperature = 3 - 8°C, pH = 7 - 8,  $\text{O}_2$  = 91 - 100%, conductivity 125 - 284  $\mu\text{sim}^{-1\text{cm}}$ ), excluding outliers observed at two springs (temperature = 16°C



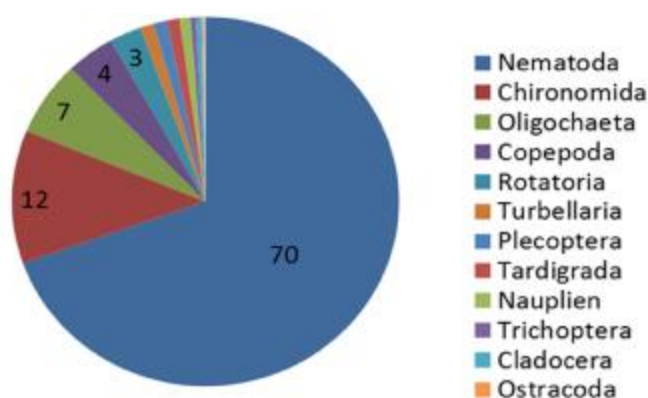
and percentage oxygen = 61%; spring with iron precipitate). Epilithic diatoms (brushing five to ten stones) and benthic nematodes (corer: diameter 2cm, ~1 - 2 cm benthic surface; three corers combined) were sampled at each spring, while periphytic (cutting of mosses) diatoms and nematodes were sampled for five springs. Preservative was alcohol (70%) and formalin (final concentration approx. 10%) for diatoms and nematodes, respectively.

Faunal samples were stained with Bengal Red, sorted and counted for lower taxonomic level under the stereomicroscope with up to 40x magnification. Nematodes were transferred with a needle into small glass containers (e.g. Boverly dish) for the dehydration process, after which they were mounted on slides in a small droplet of anhydrous glycerin. Nematode identification [keys mainly [14-16] was completed under up to 1250x light microscopical magnification. Diatom identification followed appropriate keys [17]. Processed diatom samples containing diatom silica frustules were mounted in Pleurax resin to produce permanent slides. Identification of diatoms was made using 1000 x magnification (light microscope) following a zig – zag path until approximately 400 individuals were counted.

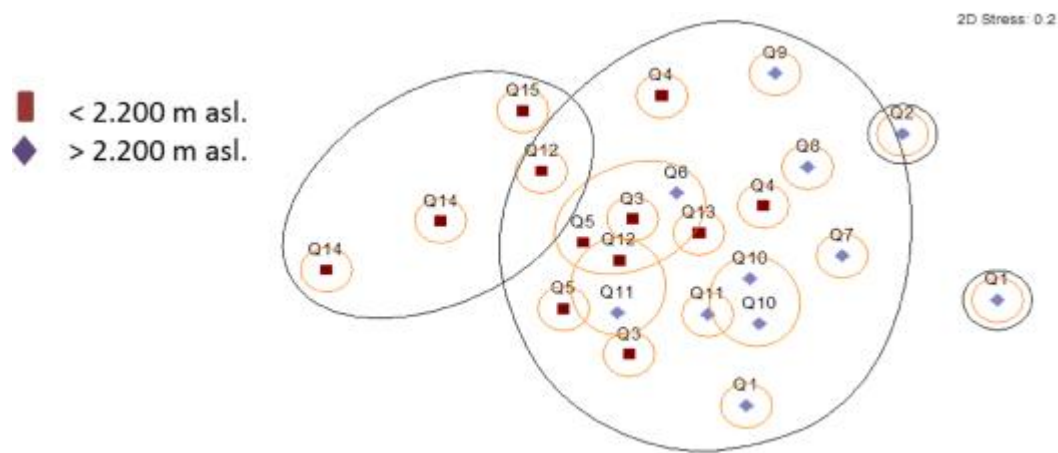
Diversity was given as taxa richness of nematodes and diatoms, each group separated and both combined, for two  $\alpha$  diversity (sample, spring), and the  $\gamma$  (catchment) approaches, as well as in total for all samples.  $\beta$ -diversity was treated as turnover or dissimilarity of taxa between springs. It was calculated as 1/Jaccard Index by using Primer (vs. 6) software that was also used to establish multidimensional scaling plots. The nematode maturity index has been calculated with families' indication of a certain successional status ranging between cp1 – cp5, where cp1 represents rapid colonizers and cp5 distinct persisters [18].

**Results and discussion**—In total, 9204 diatoms and 9111 invertebrates were counted. Overall taxa richness was high with 166 diatom and 75 nematode taxa. Nematodes were observed in each sample and dominated the invertebrate fauna with 70% (Fig. 1). The high variability of springs' abiotic characters (e.g. spatial extent, substrate type and coverage) might explain the high diatom and nematode dissimilarity (60-80% = high turnover) between springs. However, a certain congruence existed with diatoms indicating the pristine conditions with oligo- to mesosaprobic status and the basic shallowness of the springs with 50% of the diatoms were classified aquatic to subaerial and 38% occasionally aerophil. Nematode communities reflected typical freshwater food web complexity by co-occurrence of algi-, bacteri-, carni-, fungi- and omnivorous forms. nematodes typically coupled with allochthonous organic inputs Widely lacking corroborated the pristine character indicated by diatoms. The nematode maturity indicated a certain successional habitat stability lacking major disturbances (MI mean = 3, ranges 2 – 4). The combined dissimilarity of diatoms and nematodes suggested a certain trend of altitudinal differentiation of these organisms (Fig. 2).

Interpretation of this study's outcome has to be considered with caution due to the low number of springs and samples, together with limited comparable literature for diatoms and nematodes in springs - both for each group separately or both combined for spring habitats. Nevertheless, this pilot study points to usefulness and indicative value of diatoms and nematodes particularly for high altitude springs.



**Figure 1** – Invertebrate fauna percentages observed in a pilot study of 15 alpine springs (Hohe Tauern, Austria).



**Figure 2** - Dissimilarity patterns (1/Jaccard) of diatoms and nematodes between 15 alpine springs (pilot study – Hohe Tauern, Eastern alps, Austria) according to their altitude classification (asl).

## CONCLUSIONS

1. The permanence, abundance and diversity of diatoms and nematodes in alpine springs are revealed by above described pilot study.
2. These findings and literature data point to a distinct advantage of the use of nematodes and diatoms for spring evaluation for any landscapes compared to other organisms with an often sparse and endemic distribution - particularly at such specific sites as represented by high alpine springs.
3. Additionally of advantage for sensitive spring habitats is the little invasive and destructive sampling of diatoms and nematodes, due to small substrate amounts needed.
4. Diatoms and nematodes can be expected to occur with sufficient taxa - ascribed to certain indication classes - and individuals in any spring and habitat type, thus they should enable a more generalizing assessment and monitoring for a wide range of spring and landscape types.
5. Diatoms and nematodes provide valuable and additional information on spring characters (e.g. stability, eutrophication, terrestrial interactions, hydrological regimes, geology, altitude).
6. Extensive studies are still needed to establish protocols that can then be uniformly used over a range of conditions to compare both a status quo and potential changes related to climate change and anthropogenic influences - this is of general importance for a sustainable usage of important freshwater and diversity resources not only in alpine regions.

## REFERENCES

- [1]EU-WFD, Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council of the 23 October 2000: establishing framework for the community action in the field of water policy., - Official J. European Comm. L327, Editor. 2000.
- [2]Eisendle-Flöckner, U., et al., Community patterns of the small riverine benthos within and between two contrasting glacier catchments. *Ecology and Evolution*, 2013. **3**(9): p. 2832-2844.
- [3]Cantonati, M., R. Gerecke, and E. Bertuzzi, Springs of the Alps – sensitive ecosystems to environmental change: from biodiversity assessments to long-term studies. *Hydrobiologia*, 2006. **562**: p. 59-96.
- [4]Rott, E., et al., Benthic algae in high altitude streams of the Alps - a neglected component of the aquatic biota. *Hydrobiologia*, 2006. **562**: p. 195-216.
- [5]Battegazzore, M., et al., Environmental quality evaluation of alpine springs in NW Italy using benthic diatoms. *Diatom research*, 2004. **19**: p. 149-165.
- [6]Cantonati, M., et al., Crenic habitats, hotspots for freshwater biodiversity conservation: toward an understanding of their ecology. *Freshwater Science*, 2012. **31**(2): p. 463–480.
- [7]Zullini, A., F. Gatti, and R. Ambrosini, Microhabitat preferences in springs, as shown by a survey of nematode communities of Trentino (south-eastern Alps, Italy). *Journal of Limnology*, 2011. **70**(Suppl. 1): p. 93-105.
- [8]Kelly, M.G., et al., Recommendations of the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *Journal of Applied Phycology*, 1998. **10**: p. 215 -224.
- [9]13946, U.-E., The European Guidance Standard for diatom sampling.

- [10]Yoder, M., et al., DESS: a versatile solution for preserving morphology and extractable DNA of nematodes. *Nematology* 2006. **8**: p. 367-376.
- [11]Decraemer, W., U. Eisendle-Flöckner, and E. Abebe (in prep.), Nematoda, in *Freshwater Invertebrates of the Palearctic*, J.H. Thorp, Editor. in prep.
- [12]Hodda, M. and E. Abebe, Techniques for Processing Freshwater Nematodes, in *Freshwater Nematodes*, E. Abebe, I. Andrassy, and W. Traunspurger, Editors. 2006, CABI: Wallingford. p. 31-45.
- [13]Vincx, M., Meiofauna in marine and freshwater sediments, in *Methods for the examination of organismal diversity in soils and sediments*, G.S. Hall, Editor. 1996, CABI: Wallingford. p. 187-195.
- [14]Andrássy, I., Free-living nematodes of Hungary (Nematoda Errantia) II. *Pedozoologica Hungarica*, ed. H.N.H. Museum. 2007, Budapest.
- [15]Andrássy, I., Free-living nematodes of Hungary (Nematoda Errantia) III. *Pedozoologica Hungarica*, ed. H.N.H. Museum. 2009, Budapest.
- [16]Andrássy, I., Free-living nematodes of Hungary (Nematoda Errantia) I. *Pedozoologica Hungarica*, ed. H.N.H. Museum. 2005, Budapest.
- [17]Lange-Bertalot, H., Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats, ed. H. Lange-Bertalot. 2000-2016.
- [18]Bongers, T., The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia*, 1990. **83**: p. 14-19.

**Chapter II/86: ANALYSING EFFECTS OF LANDSCAPE CHARACTERISTICS ON THE HYDROBIOTA STRUCTURE IN SMALL WATER BODIES**

**Глава II/86: Анализ влияния характеристик ландшафта на структуру гидробиоты в малых водоемах**

**Tomasz Joniak\*<sup>1</sup>; Natalia Kuczyńska-Kippen<sup>1</sup>; Barbara Nagengast<sup>2</sup>; Michał Rybak<sup>1</sup>**

DOI 10.25680/5897.2018.55.44.183

\*Email: [tjoniak@amu.edu.pl](mailto:tjoniak@amu.edu.pl)

1.Adam Mickiewicz University Poznań, Faculty of Biology, Institute of Environmental Biology, Department of Water Protection, Umultowska Str. 89, 61-614 Poznań, Poland

2.Adam Mickiewicz University Poznań, Faculty of Biology, Umultowska Str. 89, 61-614 Poznań, Poland

**ABSTRACT.** In high-productive agricultural landscape small water bodies create a matter-trap, which effectively restricts the migration of mineral and organic substances. The knowledge concerning possibilities of interpreting the state of limnological properties of small aquatic ecosystems is very important from the point of view of effective management of catchment and landscape structure. The subject of the study was to test the distribution of hydrobiota biodiversity (zooplankton, aquatic macrophytes) in relation to parameters of catchment area and hydrochemical indicators in 165 small water bodies situated in a lowland agricultural landscape of western Poland. Parameters of catchment area and habitat conditions were quantified for the water quality. Two out of six applied variables of ponds (Depth, IN) significantly explained 43% of the variation in the composition of zooplankton and macrophytes. Cluster analysis revealed two functional types of water bodies: in barren-grassland-rural and in arable catchment.

**Резюме.** В высокопродуктивном сельскохозяйственном ландшафте малые водоемы создают ловушку, которая эффективно ограничивает миграцию минеральных и органических веществ. Знания относительно возможностей интерпретации лимнологических свойств малых водных экосистем очень важны с точки зрения эффективного управления структурой водосборов и ландшафтов. Предметом исследования был анализ распределения биологического разнообразия гидробиоты (зоопланктона, водных макрофитов) в связи с параметрами водосборной площади и гидрохимическими индикаторами для 165 малых водоемов, расположенных в низменном сельскохозяйственном ландшафте западной Польши. Для оценки качества воды были количественно определены параметры водосборной площади и условия местобитания. Из шести примененных параметров водоемов два (глубина и содержание минерального азота) были значимыми, объясняя 43% вариации состава зоопланктона и макрофитов. Кластерный анализ выявил два функциональных типа водоемов: с водосборами, занятыми неиспользуемыми землями, кормовыми угодьями или сельскими населенными пунктами, и с водосборами, занятыми пашней.

**KEYWORDS:** small waterbodies, agricultural landscape, hydrobiota, hydrochemistry, catchment pressure, nature conservation.

**Ключевые слова:** небольшие водоемы, сельскохозяйственный ландшафт, гидробиота, гидрохимия, водосборное давление, охрана природы.

## INTRODUCTION

Small water bodies (SWB) are dominant aquatic landscape features and are significant on both the local and global scale [1,2]. Unfortunately, change in the way of use of the agricultural area in Europe, through the intensification of the management (including the large-area cultivations) along with the elimination or fragmentation of natural habitat networks significantly contributes to the reduction in biodiversity [3,4]. Meanwhile, knowledge about ecological and limnological state of SWB has a great practical meaning for the planning of landscape management. In western Poland the number of natural post-glacial reservoirs is estimated to account for about 35 thousands, however, their number is constantly decreasing [1]. The main reason it is the change in the type of agricultural economy from extensive to intensive. Economic changes caused the disappearance from the lowland areas of Central Europe of the functioning of the extensive agricultural economy and thus the agricultural landscape is dominated by habitats that are strongly transformed. The subject of the present study was to test the distribution of the biodiversity of hydrobiota groups in relation to parameters of catchment area and hydrochemical parameters of small water bodies. This paper is a part of the current research describing the relationship catchment – water quality in the reference to small, lowland SWB of the agricultural landscape. In our study the question was asked whether a widely known rule that the larger the catchment the larger deterioration of water quality of a lake can also be transferred into shallow and small water bodies.

## MATERIAL AND METHODS

The examination including 165 shallow water bodies located in western part of Poland (Central Europe), an area with a regional economy based on high-productivity agriculture. In the study area the proportion of forest is low (26%) compared to agricultural areas (59%). All the studied ponds were situated within an agricultural landscape or within rural settlements. The examination was carried out during the optimum summer season (June–August). Ponds were characterised in terms of: length of shore (Shores), catchment area, Ohle index (illustrated the catchment pressure, ratio of catchment area/pond area), % share of land use form in the catchment (arable, grassland, forest, barren land, rural area), and characteristics of buffer strips: type of vegetation (herbage, shrubs, trees, rushes), length of shores with trees/shrubs (ShorTS) and percentage share of trees/shrubs vegetation in relation to total length of shores (ShoresTS%). Buffer zones were defined as a usable area with semi-natural vegetation that surrounded the pond between the water surface and the nearest cultivated area or area used for agriculture (Figure 1). To elaborate the above data the sets of spatial data have been used orthophotomap of high-resolution and measurement tools from the Polish National Spatial Data Infrastructure.

In each pond physicochemical parameters were measured, and zooplankton (using a plexiglass core sampler) as well as water for chemical laboratory analysis, were sampled. Before analysis of chlorophyll pretreatment filtration was conducted as was described by Joniak et al. [5]. Water samples were analysed in the laboratory to determine total phosphorus (TP), nitrate nitrogen (NO<sub>3</sub>), inorganic nitrogen (IN, as the sum of nitrate, nitrite and ammonium nitrogen) and total hardness (Hard) according to methods reported

in APHA [6]. Chlorophyll *a* was measured spectrophotometrically with hot ethanol. Structure of aquatic vegetation was conducted with identification the number of nymphaeids (N), elodeids (E), pleustophytes (P) and helophytes (H). All specific procedures concerning zooplankton sampling, taxonomic identification and laboratory analyses are fully described in Kuczyńska-Kippen & Joniak [4]. In order to calculate species diversity, quantitative data of the zooplankton were analysed by the Shannon-Weaver (Sh) index [7], which is a widely used method of calculating biotic diversity in a variety of aquatic ecosystems.

Redundancy analysis (RDA) was used to visualize association between environmental variables. The number of variables was reduced to include only the most important variables ( $p < 0.05$ ) using the "forward selection" procedure by means of the Monte Carlo test with 999 permutations. All the statistical analyses were performed using the R statistical package [8].

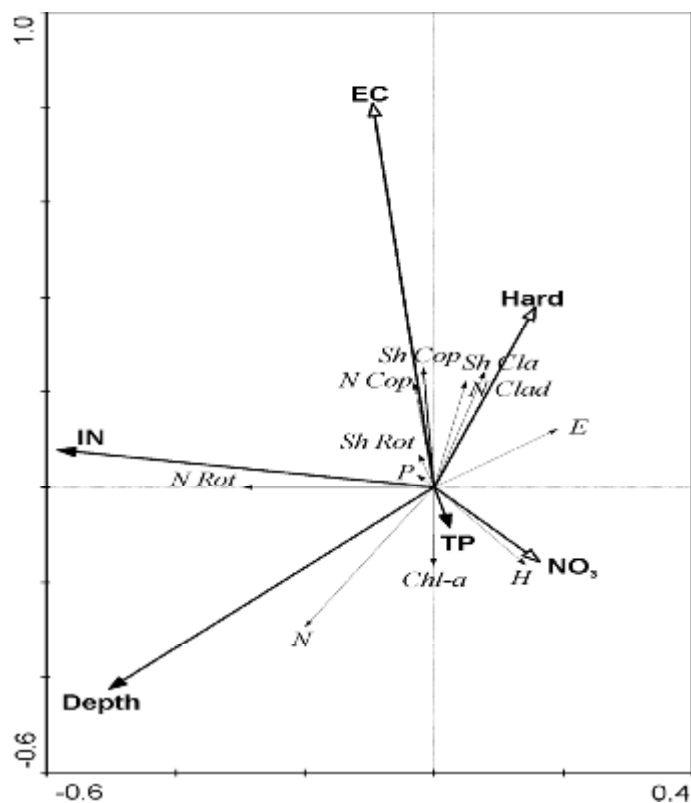
## RESULTS AND DISCUSSION

Among parameters that have the strongest impact on plankton and macrophytes were depth and IN ( $p < 0.05$  by the Monte Carlo permutation test) (Figure 2). Together these explained 43% of the variation in data composition. The ordination diagram of RDA shows the relationship of macrophyte occurrence and zooplankton diversity to particular variables. Species composition and biodiversity of crustaceans, both cladocerans and copepods, were attributed to the high level of EC and water hardness along with relatively low trophic state (content of TP and  $\text{NO}_3$ ) in the ponds of low depth. At the same time, rotifers revealed a preference towards habitats rich in nitrogen. These abiotic conditions were optimal for the development of pleustophytes. Reverse requirements were exhibited by nymphaeids and helophytes as well as by phytoplankton, which preferred deeper waters and waters rich in biogenic compounds. The occurrence of elodeids was found to be affected by the hardness of water. The large dispersion of the Ohle index values revealed that potential impact from the catchment may be extremely variable for SWB [9].

In case of buffer zone the analysis showed two qualitatively different types: with shrubs/trees vegetation and with herbage vegetation. There were significant differences concerning the features of the buffer and the length of the trees/shrubs formation around ponds. SWB with first buffer type were characterised by a significantly greater number of pleustophyte communities and by higher water hardness. The ponds of second group had a significantly greater number of nymphaeid communities and higher depth of water.



**Figure 1.** An example of a small water body in the agricultural landscape of western Poland with strip of natural herbage buffer (photo Natalia Kuczyńska-Kippen)



**Figure 2.** Redundancy analysis of macrophytes, phytoplankton biomass (Chl-a) and zooplankton data versus depth and abiotic parameters (variables that remained significant are shown with solid arrowheads, while variables that projected passively with hollow arrowheads). Symbols: N Rot, N Clad, N Cop – species number of *Rotifera*, *Cladocera*, *Copepoda*; Sh Rot, Sh Clad, Sh Cop – Shannon index of *Rotifera*, *Cladocera*, *Copepoda*.

Cluster analysis extracted two types of catchment area of SWB: barren-grassland-rural (n=43) and arable (n=122) (Table 1). A distinct feature of barren-grassland-rural type was that it had significantly the highest share of non-usable form of catchment, especially barren ( $P < 0.0002$ ). In the quality of the buffer significant differences were obtained for shrubs and trees vegetation ( $P < 0.0018$  and  $P < 0.0076$ , respectively) and for the shore length overgrown by this type of vegetation ( $P < 0.0018$ ). The buffer zone of SWB of the type 2 was mainly created by herbage vegetation ( $P < 0.372$ ). Despite the fact that water bodies of mixed type of catchment area, compared to arable catchment, had a larger surface area ( $P < 0.0199$ ) and smaller area of catchment, the variation in the water quality was not great. Between abiotic parameters of water significant differences were only obtained in relation to EC, which was significantly higher in the barren-grassland-rural type of catchment. A great variation in the abiotic parameters was recorded in the examined group of SWB and this could contribute to segregation between zooplankton groups. The RDA placed both cladocerans and copepods among ponds of high level of mineralization and water hardness. Shallow depth of water, good light conditions and high water hardness were optimal for the development of elodeids. These conditions expressed a clear water state with low biomass of phytoplankton in accordance with the alternative stable state theory [10]. Rotifera was positively affected by an increase of IN. This allows us to state that rotifers in SWB are associated with high trophic of water unlike to crustaceans, which preferentially chose ponds of low trophic [4]. Parameter with great impact on plankton and macrophyte was also water depth [5].

The assessment of the catchment on the basis of the use of farmland revealed a small proportion of land other than the arable area. The separation of the very scant subtype of barren-grassland-rural catchment demonstrates and confirms the weak diversification of the lowland agricultural landscape [11,5]. It is important for SWB habitats because the supply of nutrients will differ greatly, depending on the form of use and degree of development of the catchment area. Export of TP and NO<sub>3</sub> from the landscape, which consist in its spatial structure of forests, wet meadows and wasteland, is smaller than in rural and arable area. On the other hand, the simplification of the structure of the agricultural catchment involves the complete elimination or weakening of the barrier function of the buffer zone as a result of the fragmentation of tree/shrubs strip and the dominance of sod formation with herbage vegetation. In the studied ponds of arable catchment the greater richness in IN and TP confirmed these findings. A higher conductivity and hardness of water testified to the greater geochemical balance of soil and the higher richness in organic matter of the areas with more diverse spatial structure. This could also be due to differences in the intensity of use/fertilization of arable land [12] compared to rural areas and less transformed soils occurring under forests and meadows.



Buffer zones of SWB as ecotone between ecosystems are a diversifying part of the agricultural landscape. It was stated that about a quarter of the SWB did not have a buffer zone or, if they did, it had been reduced to herbaceous vegetation [5]. As was stated a buffer in the form of bands created by shrubs/trees, usually made by willow shrubbery with a touch of poplar is very important for the quality of SWB habitat.

**Table 1.** Environmental parameters in group of SWB after cluster analysis on the basis of land use share in the catchment area

| Parameter                         | unit          | Type of catchment                         |         |               |         |               |
|-----------------------------------|---------------|---|---------|---------------|---------|---------------|
|                                   |               | barren-grassland-rural                    |         | arable        |         |               |
|                                   |               | mean                                      | min-max | mean          | min-max |               |
| Pond                              | Area          | ha  | 0.3490  | 0.0022-1.6300 | 0.1904  | 0.0036-2.1100 |
|                                   | Depth         | m   | 1.3     | 0.4-4.0       | 1.1     | 0.1-3.0       |
| Catchment, land use form          | Area          | ha  | 11.1    | 0.1-127.1     | 16.2    | 0.1-153.2     |
|                                   | Ohle index    | -   | 57      | 3-368         | 172     | 8-1930        |
|                                   | Arable        | %   | 9       | 0-62          | 88      | 38-100        |
|                                   | Grassland     | %   | 20      | 0-100         | 3       | 0-40          |
|                                   | Forest        | %   | 14      | 0-95          | 3       | 0-50          |
|                                   | Barren        | %   | 18      | 0-100         | 3       | 0-60          |
|                                   | Rural         | %   | 40      | 0-95          | 3       | 0-30          |
| Buffer vegetation type, frequency | ShoreTS       | m   | 93      | 0-280         | 63      | 0-530         |
|                                   | ShoreTS%      | %   | 44      | 0-100         | 34      | 0-100         |
|                                   | Herbage       | -   |         | 28            |         | 99            |
|                                   | Shrubs        | -   |         | 32            |         | 62            |
|                                   | Trees         | -   |         | 23            |         | 50            |
|                                   | Rushes        | -   |         | 11            |         | 39            |
| Aquatic vegetation                | Elodeids      | -   | 0.8     | 0-4           | 0.6     | 0-3           |
|                                   | Pleustophytes | -   | 0.7     | 0-2           | 0.8     | 0-3           |
|                                   | Nympeids      | -   | 0.5     | 0-4           | 0.4     | 0-2           |
|                                   | Helophytes    | -   | 2.5     | 0-7           | 2.3     | 0-7           |
| Zooplankton                       | N Rotifera    | -   | 20.0    | 5-53          | 21.1    | 0-59          |
|                                   | Sh Rotifera   | -   | 1.41    | 0.13-3.04     | 1.59    | 0.00-3.42     |
|                                   | N Cladocera   | -   | 3.7     | 0-18          | 3.9     | 0-14          |
|                                   | Sh Cladocera  | -   | 0.66    | 0.00-2.45     | 0.70    | 0.00-2.26     |
|                                   | N Copepoda    | -   | 1.2     | 0-5           | 1.7     | 0-8           |
|                                   | Sh Copepoda   | -   | 0.27    | 0.00-1.47     | 0.41    | 0.00-1.48     |
| Phytoplankton                     | Chlorophyll a | $\mu\text{g l}^{-1}$                      | 38.6    | 1.3-255.1     | 48.5    | 1.3-405.5     |
| Chemistry                         | EC            | $\mu\text{S cm}^{-1}$                     | 875     | 211-2080      | 675     | 105-3155      |
|                                   | TP            | $\text{mg P l}^{-1}$                      | 0.50    | 0.02-1.68     | 0.53    | 0.01-3.11     |
|                                   | Nitrate       | $\text{mg N}_{\text{NO}_3} \text{l}^{-1}$ | 0.33    | 0.00-1.80     | 0.30    | 0.03-5.80     |
|                                   | IN            | $\text{mg N l}^{-1}$                      | 1.9     | 0.3-6.5       | 2.9     | 0.3-15.3      |
|                                   | Hardness      | $\text{mg CaCO}_3 \text{l}^{-1}$          | 370     | 40-1510       | 317     | 45-1030       |

## CONCLUSIONS

1. It was determine the features of landscape, which in an intensively agriculturally managed catchment may prevent ecological deterioration of SWB: a full picture of the relationship between features of the habitat and biocoenosis is only possible as a result of combined analysis of the catchment and buffer attributes.
2. In high-productive agricultural landscape a balancing of quality structure of the catchment and maintenance of the buffer zone with in shallow water bodies does give the desired effect of good water quality. More important role of structure the buffer zone (especially developed shrubs/trees band around pond) for habitats of SWB than the form of the catchment area management was recorded.
3. A measurable effect of buffer quality on the macrophytes and water chemistry (EC, Hard,  $\text{NO}_3$ ) was noted.

## REFERENCES

- [1]Pieńkowski, P. 2000. Disappearance of ponds in the younger Pleistocene landscape of Pomerania. - *Journal of Water and Land Development* 4: 55–68.
- [2]Downing, J.A., Prairie, Y.T., Cole, J.J., Duarte, C.M., Tranvik, L.J., Striegl, R.G., McDowell, W.H., Kortelainen, P., Caraco, N.F., Melack, J.M., Middelburg, J.J. 2006. The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. - *Limnology and Oceanography* 51: 2388–2397.
- [3]Stoate C., Baldi, A., Beja, P., Boatman, N.D., Herzon, L., van Doorn, A., de Snoo, G.R., Rakosy, L., Ramwell, C. 2009. Ecological impacts of early 21<sup>st</sup> century agricultural change in Europe – A review. - *Journal of Environmental Management* 91: 22–46.
- [4]Kuczyńska-Kippen, N., Joniak, T. 2016. Zooplankton diversity and macrophyte biometry in shallow water bodies of various trophic state. - *Hydrobiologia* 774 (1): 39–51.
- [5]Joniak, T., Kuczyńska-Kippen, N., Gąbka, M. 2017. Effect of agricultural landscape characteristics on the hydrobiota structure in small water bodies. - *Hydrobiologia* 793 (1): 121–133.
- [6]APHA, 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19<sup>th</sup> Ed. Washington, D.C.
- [7]Margalef, R. 1957. Information theory in ecology. - *General Systems* 3: 36–71.
- [8]Oksanen, J. 2011. Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan tutorial. R package ver.
- [9]Kuczyńska-Kippen, N., Joniak, T. 2010. Chlorophyll a and physical-chemical features of small water bodies as indicators of land use in the Wielkopolska region (Western Poland). - *Limnetica* 29: 163–169.
- [10]Scheffer, M. 2001. Alternative attractors of shallow lakes. - *The Scientific World* 1: 254–263.
- [11]Ryszkowski, L., Jankowiak, J. 2002. Development of agricultural and its impact on landscape functions. In: L. Ryszkowski (ed.), *Landscape ecology in agroecosystems management*. Press Taylor & Francis Group.
- [12]Joniak, T., Kuczyńska-Kippen, N. 2010. The chemistry of water and bottom sediments in relation to zooplankton biocenosis in small agricultural ponds. - *Oceanological and Hydrobiol. Studies* 39(2): 85–96.

## Основная глава 7.4 Комбинированные исследования Main Chapter 7.4 Combined Studies

### Глава II/87: ОЦЕНКА ВОДНЫХ РЕСУРСОВ В ЦЕНТРАЛЬНОЙ АЗИИ МЕТОДАМИ ДИСТАНЦИОННОГО ЗОНДИРОВАНИЯ.

#### Chapter II/87: Water Resources Monitoring Using Remote Sensing Data in Central Asia

Аброр Гафуров\*<sup>1</sup>, Алия Нурбацина<sup>2</sup>, Ольга Калашникова<sup>3</sup>

DOI 10.25680/9340.2018.70.35.184

\*Эл. Почта: [gafurov@gfz-potsdam.de](mailto:gafurov@gfz-potsdam.de)

1. Секция 5.4 Гидрология, Гео-исследовательский Центр, Потсдам, Германия

2. Республиканское Государственное предприятие «Казгидромет»

3. САИАГ Центрально-Азиатский Институт Исследования Земли, Бишкек, Кыргызская Республика.

**РЕЗЮМЕ.** Водные ресурсы в Центральной Азии имеют важное значение для региона и широко используются в сельскохозяйственном производстве также для выработки электроэнергии на гидроэлектростанциях. Таким образом, важно осуществлять контроль за использованием имеющихся водных ресурсов, а также знать их внутригодовое изменение в определенное время, для улучшения управления водными ресурсами. В этом исследовании мы используем данные дистанционного зондирования для мониторинга водных ресурсов в Центральной Азии. Наш анализ показывает возможность оценки водообеспеченности на основе спутниковой информации о снежном покрове. Более того, ежемесячная водообеспеченность может быть оценена в разное время, с использованием пространственного распределения данных снежного покрова. Такой анализ может быть полезен для сельского хозяйства и в электроэнергетики, а также для оценки эволюции ландшафтов, так как водные ресурсы оказывают влияние на растительность, которая является неотъемлемой частью ландшафта.

**Abstract.** Water resources in Central Asia are important in this region and used for agricultural production but also for energy production through hydropower plants. Thus, it is important to monitor available water resources and their timing of arrival in lowlands for better water resources management. In this study we use remote sensing snow cover data to monitor water resources in Central Asia. Our analysis shows the possibility of assessing water resources availability based on satellite snow cover information. Moreover, monthly water availability can be assessed at different times by identifying their origin using spatially distributed remote sensing snow cover data. Such analysis can be helpful, among for agricultural and energy production, also for landscape evolution, since water resources have an impact on vegetation, which is an integral part of the landscape.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** водные ресурсы, Центральная Азия, дистанционное зондирование снежного покрова, ландшафт, сельскохозяйственное производство

**Keywords:** water resources, Central Asia, remote sensing snow cover, landscape, agricultural production

## **ВВЕДЕНИЕ**

На реках Центральной Азии в летние месяцы существенную роль играет снеготаяние в высокогорных районах, где снег накапливается и хранится в виде снежников и ледников. Снег, накопленный в горах в холодный период, тает с начала весны и до конца лета. В летние месяцы водные ресурсы крайне необходимы для орошения сельскохозяйственных полей или заполнения водохранилищ для выработки электроэнергии в зимние месяцы, а также для эволюции (развития) ландшафтов с произрастающей растительностью. Развитие сельского хозяйства, производство электроэнергии или произрастание растительности напрямую связано с имеющимися водными ресурсами. Из-за высокой засушливости региона, особенно в регионах, расположенных ниже по течению рек, сельскохозяйственное производство невозможно без орошения.

Методологии, имеющиеся в настоящее время в Центральной Азии для оценки имеющихся водных ресурсов в высокогорьях в течение летних месяцев, основаны только на информации с метеорологических станций. Однако в высокогорьях имеются ограниченное число метеорологических станций, из-за экстремальных погодных условий или проблем с доступностью. Кроме того, доступная информация с метеорологических станций имеет характер точечных наблюдений и не имеет пространственного распределения. Поэтому эти методологии имеют ограничение в надежности.

Тем временем развиваются технологии дистанционного зондирования, с помощью которых можно оценить состояние снежного покрова в отдаленных и труднодоступных районах. Данные дистанционного зондирования обладают своим преимуществом с пространственно распределенной функцией. Это позволяет с надежной точностью получать информацию о снежном покрове из отдаленных районов. Более того, высокое временное разрешение данных дистанционного зондирования позволяет контролировать изменения, связанные со снежным покровом в горах, что может дать своевременную информацию о снеготаянии и, соответственно, об ожидаемых водных ресурсах.

## **МЕТОДОЛОГИЯ**

В этом исследовании мы используем данные снежного покрова Spectroradiometer (MODIS) с умеренным разрешением (MOD10A1 - Terra, MYD10A1 - Aqua, версия 5 и 6). Данные снежного покрова MODIS имеют пространственное временное разрешение 500 метров. Эти данные доступны с 2000 и 2002 годов по настоящее время со спутников Terra и Aqua, соответственно и выпускаются на территорию всего земного шара [3,4]. Данные снежного покрова MODIS представляют собой информацию о наличии или отсутствии снежного покрова, не имея информации о глубине или эквиваленте воды снега. Недостатком продукта снежного покрова MODIS является нехватка данных из-за облачного покрова. Поскольку MODIS является оптическим датчиком, наблюдения за снежным покровом в условиях облачности невозможны. Чтобы преодолеть это ограничение в данных о снежном покрове, ранее были разработаны несколько алгоритмов устранения облачного покрова [1,2,5,6].

Ежедневные данные снежного покрова MODIS являются ценной информацией для оценки водообеспеченности в горных районах. Однако обработка данных о снежном покрове спутниковых снимков MODIS не является прямой задачей конечных пользователей этих данных и требует специфических знаний по корректной обработке спутниковых изображений. Чтобы преодолеть это

ограничение, а также и ограничения, связанные с облачным покровом, была разработана программа MODSNOW [1], который удобен для пользователя и может использоваться для автоматической обработки данных снежного покрова MODIS, включая удаление облачного покрова (оценка фактического охвата пикселя под облачным покровом). Этот инструмент может быть установлен на локальном компьютере, который может обновлять ежедневное состояние снежного покрова заранее определенных бассейнов без какого-либо взаимодействия с пользователем. Для каждого из речных бассейнов полный временной цикл ежедневных данных о снежном покрове с 2000 по 2017 год обрабатывается с использованием MODSNOW-Tool (пример бассейна р.Нарын на рисунке 1). Такие данные временных рядов дополнительно анализируются с временными рядами речного стока для каждого речного бассейна. Для этого был проведен простой линейный регрессионный анализ.

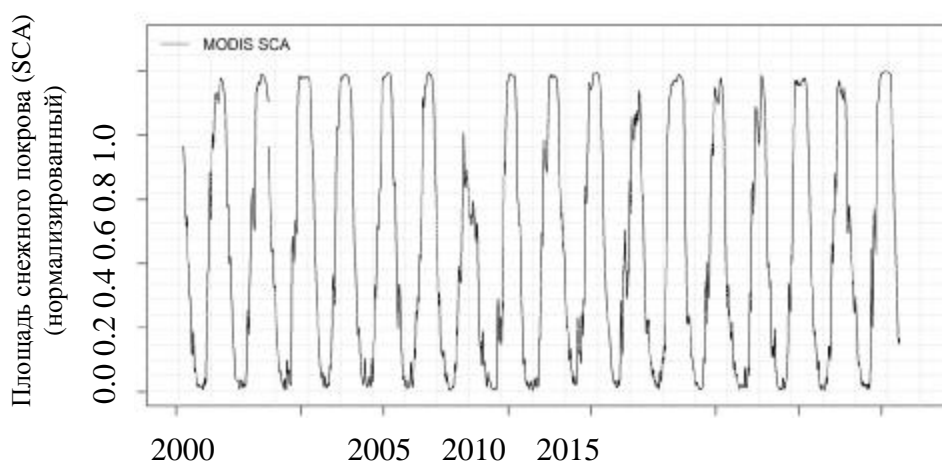
Как показано на рисунке 1, гидрологический год 2006/2007 был самым малоснежным годом в бассейне. Следовательно, лето 2007 года было чрезвычайно засушливым, намного ниже нормального уровня водообеспеченности. Тем не менее, 2008 год также был одним из маловодных в Центральной Азии, хотя данные по снежному покрову указывают на «нормальный» снежный покров в бассейне.

Однако это «нормальное» состояние снежного покрова не может быть оценено с использованием только данных SCA, так как продолжительность заснеженных дней в каждом бассейне также играет важную роль и может указать сумму накопленного снежного покрова. Чтобы рассмотреть пространственную и временную изменчивость снежного покрова в бассейне, мы вводим индекс снежного покрова (SCI), который представляет собой суммарную площадь снежного покрова для гидрологического года (уравнение 1).

$$SCI_t = \sum_{n=1}^{n=365/366} SCA_n \quad (\text{Eq. 1})$$

где  $SCI_t$  - индекс снежного покрова (Snow Cover Index) за год  $t$  и  $SCA_n$  - площадь снежного покрова (Snow Cover Area) для дней  $n$ , начиная с 1 сентября по 31 августа предстоящего года.

Уравнение 1 рассматривает степень покрытия снежного покрова и продолжительность залегания снега в гидрологическом году, и мы считаем его показателем для оценки снегозапасов в целевом районе.



**Рис.1-** Временные ряды суточной динамики снежного покрова для Нарынского бассейна с 2000 по 2017 гг.

Однако это «нормальное» состояние снежного покрова не может быть оценено с использованием только данных SCA, так как продолжительность заснеженных дней в каждом бассейне также играет важную роль и может указать сумму накопленного снежного покрова. Чтобы рассмотреть пространственную и временную изменчивость снежного покрова в бассейне, мы вводим индекс

снежного покрова (SCI), который представляет собой суммарную площадь снежного покрова для гидрологического года (уравнение 1).

$$SCI_t = \sum_{n=1}^{n=365/366} SCA_n \quad (\text{Eq. 1})$$

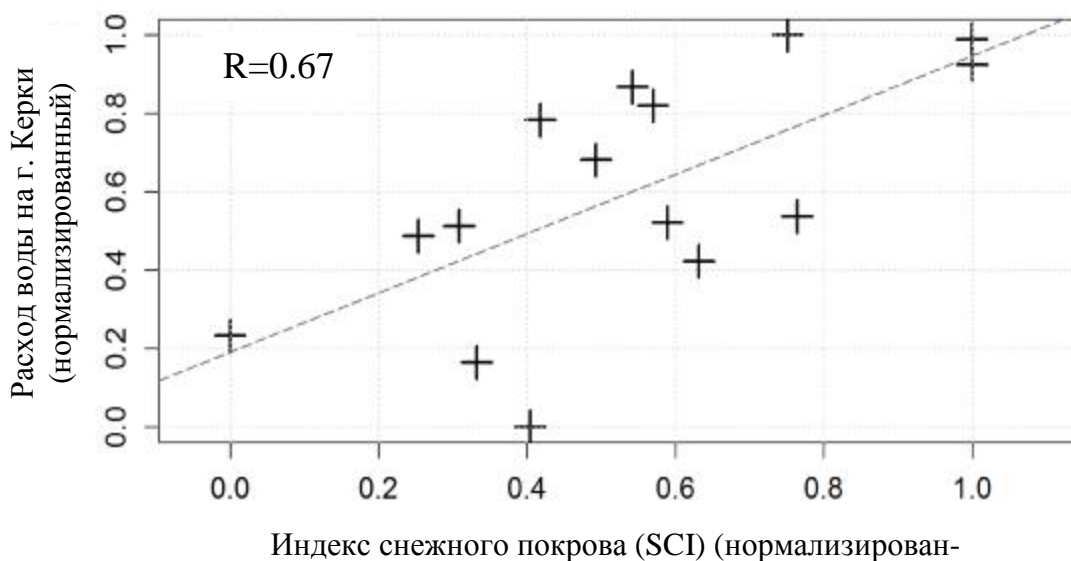
где  $SCI_t$  - индекс снежного покрова (Snow Cover Index) за год  $t$  и  $SCA_n$  – площадь снежного покрова (Snow Cover Area) для дней  $n$ , начиная с 1 сентября по 31 августа предстоящего года.

Уравнение 1 рассматривает степень покрытия снежного покрова и продолжительность залегания снега в гидрологическом году, и мы считаем его показателем для оценки снеготаяния в целевом районе.

## РЕЗУЛЬТАТЫ

Временные ряды обработанных данных о снежном покрове использовались для расчета SCI для каждого бассейна. Затем значения SCI для каждого года использовались для проверки зависимости водообеспеченности от SCI с использованием метода простого регрессионного анализа. На рисунке 4 показан пример регрессионного анализа SCI и расходов воды для Верхней Амударьи до расходов воды на гидропосту Керки.

На рисунке 2 показана явная зависимость водообеспеченности от индекса снежного покрова для каждого года. Для анализа на рисунке 4 использовался средний расход воды за вегетационный период (апрель-сентябрь) на гидропосту Керки и SCI за период с 2000 по 2015 годы. Полученные результаты показывают возможность оценки водообеспеченности с использованием метода простой регрессии. Аналогичная эффективность регрессионного анализа была также получена для других бассейнов. Такой анализ может быть полезен при планировании сельскохозяйственного производства или наполнении водохранилищ для выработки электроэнергии в зимние месяцы.



**Рис.2-** Зависимость между расходами воды на гидропосту Керки и SCI для Верхней Амударьи.

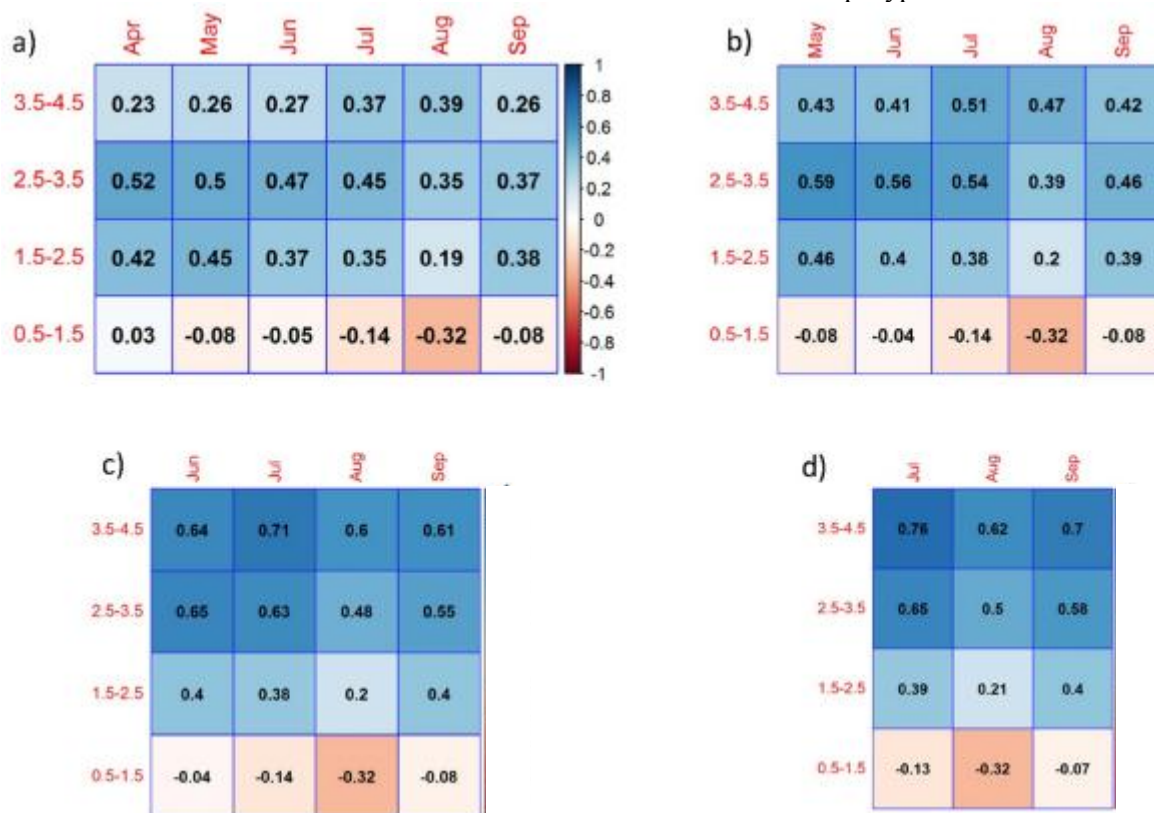
Данные дистанционного зондирования о снежном покрове были дополнительно использованы для оценки ежемесячных водных ресурсов в Центральной Азии. Как уже ранее упоминалось, снеготаяние является доминирующим гидрологическим компонентом рек Центральной Азии, а речной сток в разные временные промежутки напрямую зависит от таяния снега с различных высотных зон. Снеготаяние начинается с самых низких мест и постепенно продвигается выше, как изотермическая линия, когда снег начинает таять, поднимаясь выше с потеплением в летние месяцы. Поэтому оценка состояния снежного покрова в горах в разных высотных зонах может служить хорошим предиктором для оценки ежемесячной водообеспеченности. Чтобы проверить эту гипотезу, мы проанализировали среднемесячный расход воды для бассейна Карадарьи (имеющий диапазон высот от 651 м над уровнем моря до 4717 м над уровнем моря), второго по величине прито-

ка реки Сырдарья, разделяя речной бассейн на высотные зоны через 1000 метров и вычисляя значения для каждой высотной зоны. Здесь мы рассчитали SCI от начала гидрологического года до отдельных месяцев (например, в марте, апреле ...) и проверили его зависимость с расходами воды на предстоящие месяцы. На рисунке 3 показана зависимость притока воды в Андижанское водохранилище в июне, июле, августе и сентябре от SCI высотных зон 3500-4500 метров над уровнем моря от 1 сентября до конца мая.

На рисунке 3 показана тесная взаимосвязь SCI для разных высотных зон со среднемесячным стоком. Например, на рисунке 3a показаны коэффициенты корреляции среднемесячного стока за период с апреля по сентябрь и SCI за период с 1 сентября по 31 марта. Наиболее высокий коэффициент корреляции (0,52) оказался для SCI со среднемесячным стоком за апрель в зоне 2,5 -3,5 км. На рисунке 3b SCI рассчитывался с использованием данных SCA за период с 1 сентября до конца апреля. Коэффициент корреляции в мае также показал хорошие результаты (0,59) для высотной зоны 2,5-3,5 км. На рисунках 3c и 3d где SCI рассчитывался с использованием SCA за период с 1 сентября до конца мая и июня, соответственно, были получены более высокие коэффициенты корреляции предстоящего стока для высотной зоны 3,5-4,5 км.. На этих рисунках сток за июль тесно связан с SCI до конца мая и июня для высотной зоны 3,5-4,5 км, с коэффициентами корреляции 0,71 и 0,76 соответственно. Чтобы не расширять текст и графики, другие рисунки в этой рукописи не отображаются.

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Представлена методика оценки водообеспеченности с использованием данных дистанционного зондирования снежного покрова в Центральной Азии
2. Представлена индекс СЦИ для оценки снегозапасом в горных районах
3. Разделение речного бассейна на высотные зоны дает возможность использовать данные дистанционного зондирования снежного покрова для ежемесячной оценки водных ресурсов.
4. Инструмент MODSNOW позволяет обрабатывать данные снежного покрова для для применения в исследованиях, связанных с климатом и водных ресурсов



**Рис.3-** Регрессионный анализ среднемесячного расхода воды и SCI для высотных зон 3500-4500 м.н.у.м.



## ЛИТЕРАТУРА

- [1]Gafurov, A., Lüdtke, S., Unger-Shayesteh, K., Vorogushyn, S., Schöne, T., Schmidt, S., Kalashnikova, O., and Merz, B.: MODSNOWTool: an operational tool for daily snow cover monitoring using MODIS data, *Environmental Earth Sciences*, 75, 1-15, 10.1007/s12665-016-5869-x, 2016.
- [2]Gafurov, A., and Bárdossy, A.: Cloud removal methodology from MODIS snow cover product, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 13, 1361-1373,2009.
- [3]Hall, D. K., V. V. Salomonson, and G. A. Riggs. 2006. *MODIS/Terra Snow Cover Daily L3 Global 500m Grid, Version 5*. Boulder, Colorado USA. NASA National Snow and Ice Data Center Distributed Active Archive Center. doi: <http://dx.doi.org/10.5067/63NQASRDPDB0>.
- [4]Hall, D. K. and G. A. Riggs. 2016. *MODIS/Terra Snow Cover Daily L3 Global 500m Grid, Version 6*. Boulder, Colorado USA. NASA National Snow and Ice Data Center Distributed Active Archive Center. doi: <http://dx.doi.org/10.5067/MODIS/MOD10A1.006>.
- [5]Hall D, Riggs G, Foster J, Kumar S (2010) Development and evaluation of a cloud-gap-filled MODIS daily snow-cover product. *Remote Sens Environ* 114:496–503
- [6]Parajka J, Bloeschl G (2008a) Spatio-temporal combination of MODIS images—potential for snow cover mapping. *Water Resour Res* 44:1–13

## Глава II/88: ГИДРОЛОГИЧЕСКИЕ ИЗМЕНЕНИЯ В ЛЕДНИКОВЫХ БАССЕЙНАХ Р.ТАРИМ, ЦЕНТРАЛЬНАЯ АЗИЯ: НАБЛЮДАЕМЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ РАСХОДОВ ВОДЫ И ОЦЕНКА БУДУЩИХ ИЗМЕНЕНИЙ

### Chapter II/88:Hydrological Change in Glacier Covered Headwater Catchments of the Tarim River, Central Asia: Observed Streamflow Changes and Future Projections

**Doris Duethmann<sup>\*1,2</sup>, Sergiy Vorogushyn<sup>1</sup>, Daniel Farinotti<sup>1,3,4</sup>, Christoph Menz<sup>5</sup>, Bruno Merz<sup>1</sup>,  
David Kriegel<sup>1,6</sup>, Tobias Bolch<sup>7,8</sup>, Tino Pieczonka<sup>7</sup>, Tong Jiang<sup>9,10</sup>, Buda Su<sup>9,10,11</sup>, Andreas Güntner<sup>1</sup>**  
DOI 10.25680/6851.2018.53.99.185

\*Email: [duethmann@hydro.tuwien.ac.at](mailto:duethmann@hydro.tuwien.ac.at)

1.GFZ German Research Centre for Geosciences, Section Hydrology, Potsdam, Germany

2.Institute of Hydraulic Engineering and Water Resources Management, Vienna University of Technology, Vienna, Austria

3.Laboratory of Hydraulics, Hydrology and Glaciology (VAW), ETH Zurich, 8093 Zurich, Switzerland

4.Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research WSL, Birmensdorf, Switzerland

5.Potsdam Institute for Climate Impact Research, Telegrafenberg, Potsdam, Germany

6.IBGW GmbH, Leipzig, Germany

7.Technische Universität Dresden, Institute for Cartography, Dresden, Germany

8.University of Zurich, Department of Geography, Zurich, Switzerland

9.National Climate Centre, China Meteorological Administration, Beijing, China;

10.Collaborative Innovation Center on Forecast and Evaluation of Meteorological Disasters, Nanjing University of Information Science & Technology, Nanjing, People's Republic of China

11.University of Information Science & Technology, Nanjing, China; Xinjiang Institute of Ecology and Geography, Chinese Academy of Science, Urumqi, China

**РЕЗЮМЕ.** Целью данного исследования является анализ наблюдаемых изменений стока в двух горно-ледниковых бассейнов р. Тарима на северо-западе Китая за последние 50 лет, а также оценка возможных будущих изменений ледников и водного баланса, вызванные изменением климата. Для этой цели использовалась гидрологическая модель. Чтобы повысить надежность результатов, модель была откалибрована многоцелевым методом на основе ежедневных данных расходов воды, долгосрочных трендах и балансе массы ледников. Результаты показывают, что увеличение расходов за последние 50 лет во многом связано с увеличением температуры и связанным с этим усилением таяния ледников. Моделирование по климатическим сценариям показывает сперва дальнейшее увеличение талого стока связанного с повышением температуры в XXI веке, однако в дальнейшем с уменьшением ледниковой массы, результаты указывают на значительное снижение ледникового стока. Вместе с увеличением испарения это приводит к уменьшению общего расхода в 2070-2099 гг. по сравнению с 1971-2000 гг.

**Abstract.** This study aims at improving our understanding of observed runoff changes in two glacier covered headwater catchments of the Tarim River in north-west China over the last 50 years, as well as at assessing possible future changes of glaciers and the water balance due to climate change. To this end, we applied an approach based on hydrological modeling. In order to increase the robustness of the results, the model was calibrated in a multi-objective way using daily runoff data, long-term runoff trends, and glacier mass balance data. The results show that the runoff increase over the last 50 years is to a large extent due to an increase in air temperature and an associated increase in glacier melt. Simulations with climate scenarios indicate a further temperature-induced increase of glacier melt in the beginning of the 21st century, but then glacier melt declines due to decreasing glacier areas. Decreasing glacier melt and increasing evapotranspiration result, despite projected increases in precipitation, in decreases of total discharge in 2070-2099 compared to 1971-2000.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** гидрологическое моделирование, многоцелевая калибровка, ледники, изменение климата, выяснение причин трендов, Тянь-Шань

**Key words:** hydrological modeling, multi-objective calibration, glaciers, climate change, trend attribution, Tien Shan

## **ВВЕДЕНИЕ**

Горные регионы Центральной Азии играют важную роль в водоснабжении низлежащих полузасушливых и засушливых территорий. В результате глобального потепления в этих районах, которые характеризуются наличием снеготалых и ледников, можно ожидать больших изменений в водном балансе. Значительные изменения уже можно увидеть в некоторых областях. Таким образом, расходы воды в двух важных горно-ледниковых бассейнах Тарима за период 1957-2004 гг. увеличился на 30%. Возникает вопрос, в какой степени этот подъем обусловлен увеличением таяния ледников. Дальнейший вопрос, который важен для управления водными ресурсами и землепользованием, заключается в том, как будущий отток будет продолжать изменяться под воздействием изменения климата.

Гидрологические модели являются важным инструментом для исследования таких вопросов. Однако использование гидрологических моделей в горных районах Центральной Азии связано с высокой неопределенностью из-за низкой плотности данных. Чтобы повысить надежность моделирования, мы используем метод многомерной и многоцелевой калибровки модели. В этой статье мы сперва представляем гидрологическую модель и подход к ее калибровке. Модель применяется в двух горно-ледниковых бассейнах Тарима для количественной оценки водного баланса, изучения причин изменений в стоке в прошлом и прогнозирования возможных будущих изменений в связи с изменением климата.

## **ОБЛАСТЬ ИССЛЕДОВАНИЯ**

Область исследования состоит из двух горных бассейнов р. Аксу, которая является самым большим притоком Тарима. Первый бассейн Какшаал имеет площадь 18 000 км<sup>2</sup> и оледенение 4% (по состоянию на 2008 год) и бассейн Сари-Джаза включает площадь 13000 км<sup>2</sup> и площадь ледников составляет 20% (рисунок 1).

## **ГИДРОЛОГИЧЕСКАЯ МОДЕЛЬ И ПОДХОД К КАЛИБРОВКЕ МОДЕЛИ**

Для гидрологического моделирования использовалась полураспределенная модель WASA [1]. Пространственная дискретизация модели основана на разделении бассейна на суббассейны и высотные зоны. Модель вычисляет рассчитывает снеготалый и ледниковый сток, эвапотранспирацию, инфильтрацию, а также поверхностный, промежуточный сток и сток грунтовых вод. Из-за неопределенности в данных об осадках модель содержит коэффициент коррекции осадков, который определяется путем калибровки [2]. Динамические изменения толщи и площади ледников учитываются в модели с помощью особой параметризации [3]. Изменения площадей ледникового покрова в течение периода наблюдения были получены на основе двух инвентаризаций [4].

Модель была откалибрована используя данные стока, так и данные баланса массы. Для стока учитывались суточные вариации стока, межгодовые колебания сезонного стока и долгосрочные тенденции стока. Для баланса массы ледников были использованы два критерия: совокупное изменение массы ледников в течение периода калибровки было откалибровано с использованием двух геодезических балансов масс ледников. Временные изменения в моделированном балансе массы

оценивались с использованием корреляции с измеренным ежегодным временным рядом баланса массы ледника, находящимся в непосредственной близости от исследуемого региона. Подробное описание модели и подход к калибровке можно найти в [5].

### ВЫЯСНЕНИЕ ПРИЧИН ТРЕНДОВ

Для выяснения причин тренда были проведены симуляции с неизменными временными рядами температур и осадков, а также с рядами, в которых тренды были удалены. Исходя из этого можно определить долю наблюдаемого тренда за счет увеличения количества осадков или повышения температуры и увеличения таяния ледников.

### МОДЕЛИРОВАНИЕ СЦЕНАРИЕВ

Ансамбль состоящий из трех сценариев выбросов, девяти климатических моделей и нескольких параметризаций гидрологической модели был использован для прогнозирования будущих изменений ледников и водного баланса. Это позволило оценить неопределенность результатов. Глобальные климатические модели были выбраны таким образом, что они охватили 90% диапазона осадков и температурных изменений всех моделей СМIP5 (Climate Model Intercomparison Project [6]). Для коррекции смещения использовался подход корректировки квантилей [7].

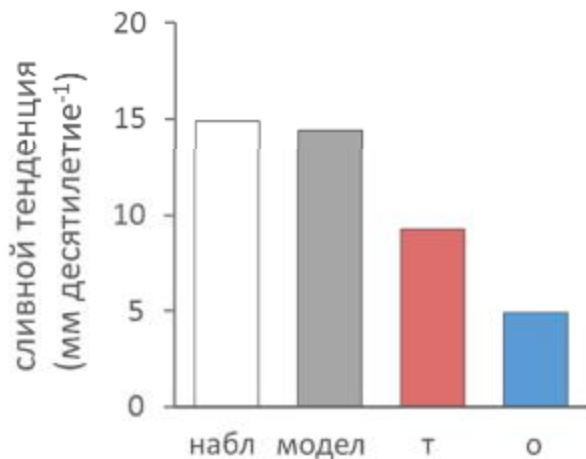


**Рисунок 1** – Горные бассейны Аксу: Какшаал и Сари-Джаз.

### РЕЗУЛЬТАТЫ

**Количественная оценка водного баланса:** откалиброванная модель позволяет количественно оценить водный баланс региона. Среднегодовые осадки в регионе оцененные по откалиброванному поправочному коэффициенту составили 400-450 мм/год. Диапазон неопределенности обусловлен неопределенностью параметров гидрологической модели. Испарение рассчитанное по модели составило 250-260 мм /год. Расчетный ледниковый сток составляет 65-100 мм/год по отношению к общей исследуемой площади бассейнов. Если пренебречь потерями на испарения с ледникового стока, то средний вклад ледниковой составляющей в период 1957-2004 гг составил 27-37%.

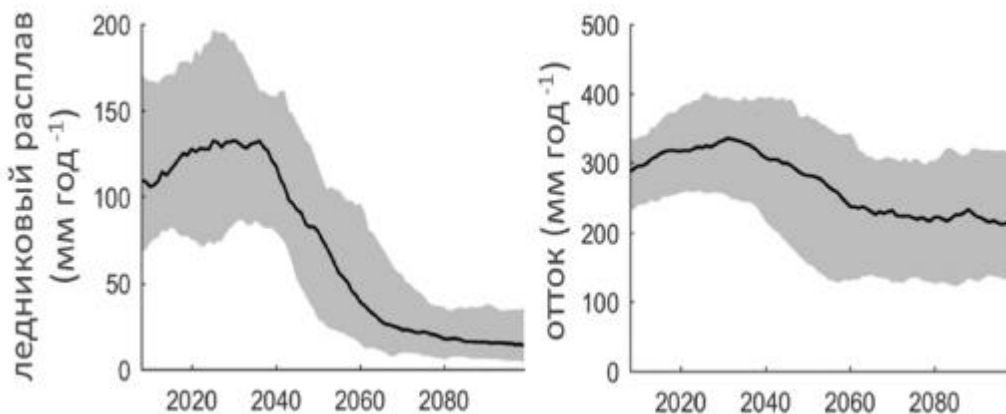
**Объяснение причин трендов:** из сопоставления симуляций с неизменными и рядами осадков и температурными и с рядами, в которых тренды были откорректированы, а также с учетом и без учета изменений площадей и толщи ледников увеличение стока в период 1957-2004 гг. обусловлено главным образом повышением температуры и связанным с этим увеличением таяния ледников (Рис. 2). Примерно одна треть увеличения стока также обусловлена увеличением количества осадков за этот период.



**Рисунок 2** – Моделированная и наблюдаемая тенденция стока в горных бассейна Аксу за период 1957-2004 гг, а также доля изменений температуры (Т) и осадков (О) объясняющих эту тенденцию.

### Влияние изменения климата на площадь оледенения и сток:

В начале XXI века в оценках изменения наблюдается повышенный ледниковый сток обусловленный повышением температуры и более интенсивным таянием ледников. Однако в течение XXI столетия ледниковый сток заметно уменьшается в результате уменьшения площадей оледенения (рис. 3). В конце столетия результаты модели демонстрируют резкое снижение ледниковых площадей в горных районах Аксу на 32-90% (по сравнению с 2008 годом) [8]. Представленный диапазон неопределенности включает 5-95% ансамбля. В результате ледниковый сток в период 2070-2099 гг. на 72-86% ниже чем в базовом периоде 1971-2000 гг. Поскольку увеличение количества осадков не может компенсировать увеличение испарения и снижение таяния ледников, результаты модели показывают уменьшение общего стока на 1-20% по сравнению с контрольным периодом период около 2080 года (рисунок 3).



**Рисунок 3** – Оценка таяния ледников (слева) и общего расхода (справа) в течение XXI века в исследуемом регионе. Показаны 10-летние скользящие средние значения медианной кривой (черная кривая) и диапазон неопределенности 5-95% (серый оттенок) ансамбля.

### ОБСУЖДЕНИЕ

Сильное влияние повышения температуры на наблюдаемый тренд стока показывает, что увеличение общих расходов воды во многом связано с уменьшением ледниковых запасов. Поэтому в долгосрочной перспективе следует ожидать, что этот дополнительный ледниковый сток будет иссякать с уменьшением оледенения. Эта картина вырисовывается из оценки климатических сценариев, которая показывает снижение общего объема расходов на конец века.

Прогнозы показывают большую степень неопределенности, вызванную неопределенностью в сценариях выбросов, глобальных климатических моделях и параметрах гидрологической модели (рис. 3). Слабое пространственное разрешение глобальных климатических моделей, которое неадекватно отражает топографию области исследования, что в результате требует коррекции смещения кли-

матических рядов, создает дополнительную неопределенность. В случае ледниково-гидрологической модели неопределенности заключаются во входных и калибровочных данных, а также в структуре модели. К примеру, неопределенность в оценке исходных толщ ледников оценивается примерно в 30% [9]. Существуют открытые вопросы, касающиеся влияния изменений обломочного покрытия ледников или влияния изменений растительности на водный баланс.

Представленные результаты имеют большое значение для управления землепользованием и водными ресурсами. Несмотря на существующую неопределенность в сценариях, рекомендуется учитывать возможное сокращение водных ресурсов из горных районов для долгосрочного планирования в области землепользования и управления водными ресурсами.

## **ЗАКЛЮЧЕНИЕ**

1. Гидрологические модели являются полезным инструментом для количественной оценки и водного баланса и его изменений.
2. Путем интеграции как можно большего объема данных для калибровки модели (суточные данные расходов, долгосрочные тенденции стока, балансы массы ледников) неопределенности в гидрологическом моделировании могут быть уменьшены.
3. Применение модели показывает, что увеличение стока с двух горно-ледниковых горных бассейнов Тарима за последние 50 лет в значительной степени объясняется увеличением таяния ледников.
4. Расчеты по сценариям показывают явное снижение площадей ледников в XXI веке. За счет повышения эвапотранспирации и уменьшенного ледникового стока к концу XXI века следует ожидать уменьшения общего расхода воды в верховьях Аксу по сравнению с контрольным периодом (1971-2000 гг.).

## **ЛИТЕРАТУРА**

- [1]Güntner, A., and Bronstert, A., 2004. Representation of landscape variability and lateral redistribution processes for large-scale hydrological modelling in semi-arid areas. *J. Hydrol.* 297, 1-4, 136-161.
- [2]Duethmann, D., Zimmer, J., Gafurov, A., Güntner, A., Kriegel, D., Merz, B., and Vorogushyn, S., 2013. Evaluation of areal precipitation estimates based on downscaled reanalysis and station data by hydrological modelling. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 17, 7, 2415-2434.
- [3]Huss, M., Jouvett, G., Farinotti, D., and Bauder, A., 2010. Future high-mountain hydrology: A new parameterization of glacier retreat. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 14, 5, 815-829.
- [4]Pieczonka, T., and Bolch, T., 2015. Region-wide glacier mass budgets and area changes for the Central Tien Shan between ~1975 and 1999 using Hexagon KH-9 imagery. *Glob. Planet. Change* 128, 1-13.
- [5]Duethmann, D., Bolch, T., Farinotti, D., Kriegel, D., Vorogushyn, S., Merz, B., Pieczonka, T., Jiang, T., Su, B., and Güntner, A., 2015. Attribution of streamflow trends in snow- and glacier melt dominated catchments of the Tarim River, Central Asia. *Water Resour. Res.* 51, 6, 24.
- [6]Taylor, K. E., Stouffer, R. J., and Meehl, G. A., 2012. An overview of CMIP5 and the experiment design. *B. Am. Meteorol. Soc.* 93, 4, 485-498.
- [7]Gudmundsson, L., Bremnes, J. B., Haugen, J. E., and Engen-Skaugen, T., 2012. Technical Note: Downscaling RCM precipitation to the station scale using statistical transformations - a comparison of methods. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 16, 9, 3383-3390.
- [8]Duethmann, D., Menz, C., Jiang, T., and Vorogushyn, S., 2016. Projections for headwater catchments of the Tarim River reveal glacier retreat and decreasing surface water availability but uncertainties are large. *Environ. Res. Lett.* 11, 5, 054024.
- [9]Huss, M., Zemp, M., Joerg, P. C., and Salzmann, N., 2014. High uncertainty in 21st century runoff projections from glacierized basins. *J. Hydrol.* 510, 35-48.

**Глава II/89: ТЕХНОГЕННЫЕ ГИДРОХИМИЧЕСКИЕ ПОТОКИ В ГОРОДСКОЙ СРЕДЕ И  
РИСК ЗАГРЯЗНЕНИЯ РЕК БЕЛАРУСИ**  
**Chapter II/89: Technogenic Hydrochemical Flow of Pollutants in the Urban Environment and Risk  
of Rivers Pollution in Belarus**

**Ольга В. Кадацкая\*, Елена В. Санец, Елена П. Овчарова**

DOI 10.25680/6022.2018.52.50.186

\*Email: [geosystem1@rambler.ru](mailto:geosystem1@rambler.ru)

Институт природопользования НАН Беларуси, ул. Ф.Скорины, 10, 220114 Минск, Беларусь

**РЕЗЮМЕ.** В водохозяйственной структуре городов Беларуси реки, дренирующие урбанизированные территории, играют важную роль. В системе водопользования крупные и средние реки страны могут использоваться на начальном этапе водобеспечения города (поверхностный водозабор) и, как правило, всегда на завершающем этапе использования воды: отведение сточных вод в поверхностные водные объекты, за счет которых формируется техногенный поток химических веществ. В пределах городов также существенно изменяются ландшафтные условия формирования поверхностного стока, а строительство системы дождевой канализации кардинально трансформирует естественный водосбор принимающего водотока. В статье рассматриваются особенности техногенных гидрохимических потоков, образование которых определяется отведением в водные объекты нормативно-очищенных сточных вод и выносом загрязняющих веществ с территории урбанизированных ландшафтов в процессе формирования поверхностного стока.

**Abstract.** In the water management structure of cities of Belarus, rivers draining urbanized territories play an important role. In the water use system, large and medium-sized rivers of the country can be used at the initial stage of the city's water supply (surface water abstraction) and, as a rule, always at the final stage of water use for economic needs: disposal of wastewater into surface water bodies, due to which anthropogenic flow of chemicals is formed. Within the cities, the landscape conditions for the formation of surface runoff also change significantly, and the construction of a rainwater sewage system radically transforms the natural catchment of the receiving watercourse. The features of technogenic hydrochemical flows are considered in the article, the formation of which is determined by the removal to the water bodies of normatively purified sewage and the removal of pollutants from the territory of urbanized watershed landscapes during the formation of surface runoff.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** урбанизированный ландшафт, техногенный поток, сточные воды, поверхностный сток, загрязнение речных вод

**Keywords:** urbanized landscape, technogenic flow, wastewater, urban runoff, pollution of river water

### **ВВЕДЕНИЕ**

В настоящее время формирование техногенной химической нагрузки на водные объекты Беларуси в основном определяется урбанизированными участками водосборов, для которых характерна высокая концентрация населения и промышленного производства. Здесь нарушаются естественные условия миграции химических веществ характерные для природных ландшафтов, и, как следствие, в результате функционирования водохозяйственной структуры городов появляются техногенные гидрохимические потоки, обусловленные отведением в водные объекты нормативно-очищенных сточных вод и выносом загрязняющих веществ с поверхностным стоком с территории городов по системе дождевой канализации.

### **СТОЧНЫЕ ВОДЫ**

Особенности химического состава техногенных потоков определяются «условиями» их происхождения. Так, постоянный рост численности городского населения (76% общей численности населения Беларуси) сопровождается увеличением доли коммунально-бытовых сточных вод в общем объеме водоотведения, составляющей в крупных городах страны 78–93%.

Вместе с тем уровень давления на поверхностные воды определяется не общим количеством сброшенных в реки сточных вод, а показателем «загрязненные сточные воды», характеризующим



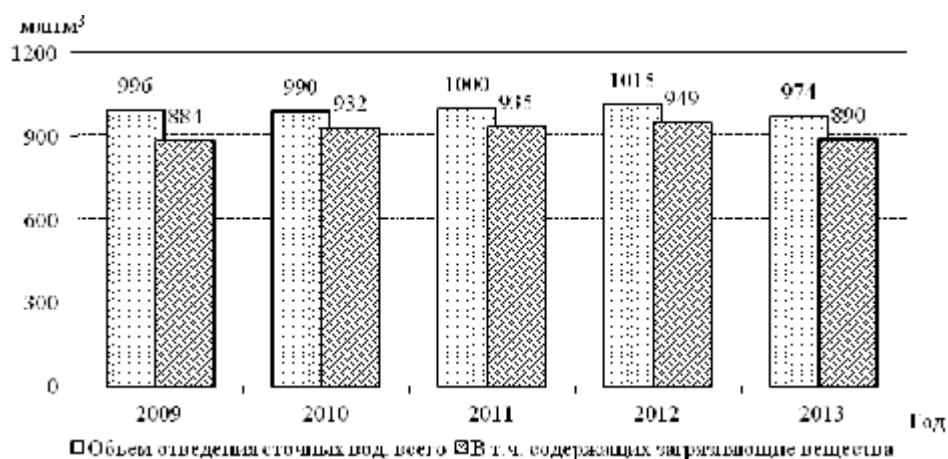
объем сточных вод, содержащих загрязняющие вещества, к которым в основном относятся нормативно-очищенные воды.

В водные объекты Беларуси в 2013 г. отведено 974 млн м<sup>3</sup> сточных вод, среди которых, как и в предшествующие годы (2009–2012 гг.), преобладали нормативно-очищенные (654 млн м<sup>3</sup>), сбрасываемые без очистки воды составили 317 млн м<sup>3</sup>, недостаточно очищенные – 2,92 млн м<sup>3</sup> [1]. Если в целом для страны на нормативно-очищенные сточные воды за рассматриваемый период (2009–2013 гг.) приходилось 67–69% общего водоотведения, то на крупные города Беларуси – от 91% (Гомель) до 100% (Витебск и Гродно).

В общем объеме отведенных в реки страны сточных вод «загрязненные сточные воды» составляют значительную часть, на которую приходится от 89 до 94% их суммарного количества (рисунок 1). Основное количество загрязненных вод (более 60%) приходится на коммунально-бытовые сточные воды, для химического состава которых характерно повышенное содержание органических веществ, хлоридов, сульфатов, соединений азота и фосфора.

В областных городах и Минске «загрязненные сточные воды», поступившие в реки-водоприемники сточных вод, в отдельные годы могут достигать 100%. Так, в 2013 г. объем таких вод изменялся от 75% (г.Витебск) до 100% (г.Брест) (рисунок 2).

Согласно [2], на долю сброшенных после очистки сточных вод городов страны приходится 63% общей нагрузки на водные объекты по азоту нитратному, 56% азоту аммонийному, 54% взвешенным веществам, 52% сульфатам, 44% фосфатам и 42% по азоту нитритному.

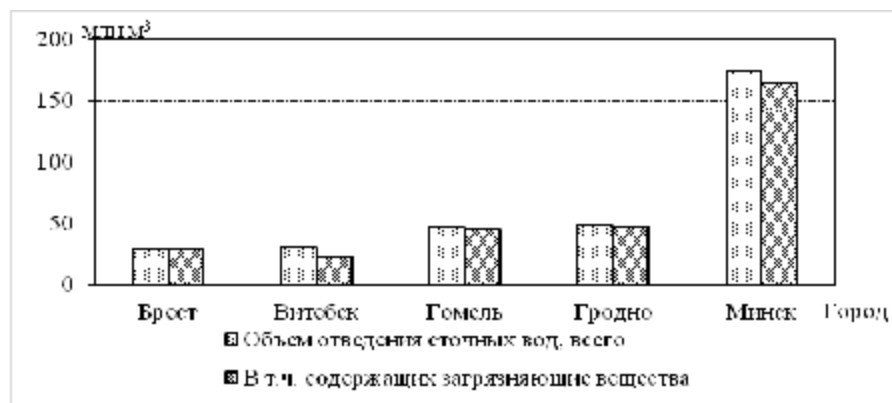


**Рисунок 1** – Объем сточных вод, содержащих загрязняющие вещества, в 2009–2013 гг.

## ПОВЕРХНОСТНЫЙ СТОК

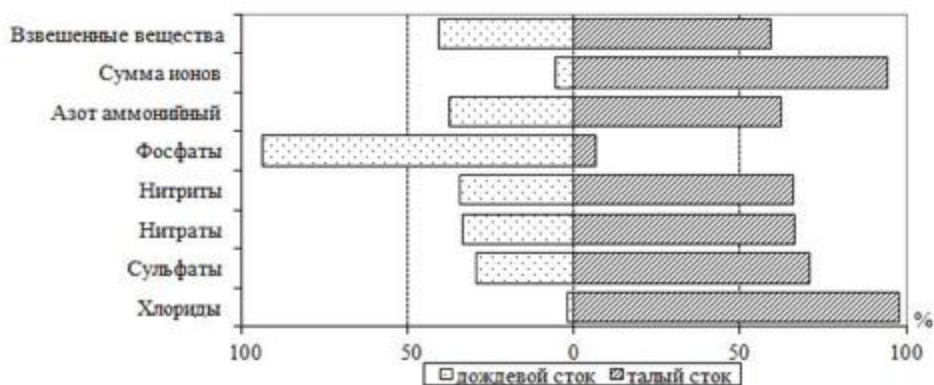
Как известно, на городских территориях изменяются условия инфильтрации, испарения и стока атмосферных осадков, главным образом за счет большого количества водонепроницаемых площадей. Кроме того, строительство системы дождевой канализации для отвода поверхностного стока в городах изменяет конфигурацию естественного водосбора принимающего водотока и обуславливает появление более мелких техногенных субводосборов, приуроченных к дренажно-канализационной сети. Сток с урбанизированных ландшафтов субводосборов сбрасывается в местах выпусков дождевых коллекторов. Трансформация водосбора в пределах города сопровождается увеличением объема поверхностного стока и изменением его химического состава.

Согласно исследованиям, проведенным на территории Минска в 2000–2009 гг., среднегодовой объем поверхностного стока, образованного на канализованной территории, составил 33,1 млн м<sup>3</sup> и колебался в пределах 25,7–37,8 млн м<sup>3</sup> в год. Причем его основная часть (59–85%, в среднем 67%) формировалась в летне-осенний период за счет дождей. На зимне-весенний период пришлось 15–41% (в среднем 33%). Несмотря на то, что на талый сток в среднем приходится только около 30%, его вклад в вынос загрязняющих веществ достаточно значителен из-за сильного загрязнения вод стока в период снеготаяния [3].



**Рисунок 2** – Объем сточных вод, содержащих загрязняющие вещества, в 2013 г.

В целом с талым стоком выносятся около 94% от суммарного выноса макрокомпонентов и 59% от суммарного выноса взвешенных веществ. Если основная часть выноса хлоридов (около 98%) приходится на талый сток, то около 93% фосфатов выносятся, наоборот, дождевым стоком. Для форм азота и сульфатов характерно следующее соотношение: примерно треть от общего выноса приходится на дождевой сток и две трети на талый (рисунок 3).



**Рисунок 3** – Вклад дождевого и талого стоков в среднегодовой вынос растворенных и взвешенных веществ с канализованной территории Минска, %

Сопоставление уровня воздействия выноса загрязняющих веществ с поверхностным стоком с урбанизированных ландшафтов г.Минска и сточных вод, отводимых в главную водную артерию города (р.Свислочь), показало, что последние оказывают значительно большую химическую нагрузку водоток. Однако, как видно из таблицы 1, поступление хлоридов с поверхностным стоком с канализованной территории может оказывать соизмеримую со сточными водами нагрузку. В отличие от сточных вод, нагрузка которых равномерно распределена во времени, сброс хлоридов с поверхностным стоком в основном приходится на период снеготаяния.

### ХЕМОТРАНСФОРМАЦИЯ РЕЧНЫХ ВОД

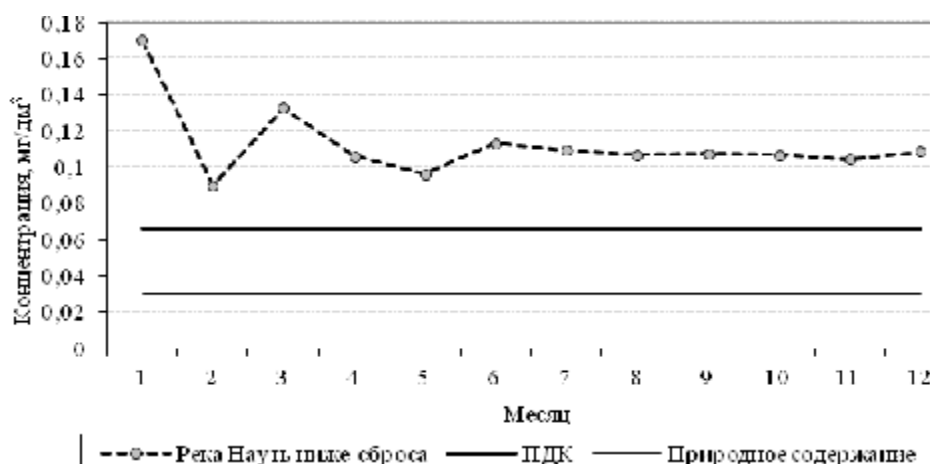
Хроническое воздействие сточных вод, сбрасываемых в реки ниже городских очистных сооружений, совместно с поверхностным стоком с урбанизированных территорий, формируют определенный уровень загрязнения речных вод, который по-разному выражен в пространственно-временном отношении для рек основных бассейнов страны. Однако практически для всех рек Беларуси, на которых расположены крупные и средние города, характерно устойчиво выраженное во времени «фосфатное» загрязнение. «Аммонийное» загрязнение рек в последние годы имеет тенденцию к ослаблению. Загрязнение рек азотом нитритным локализуется, как правило, на отдельных участках рек и выражено слабее [1, 4, 5, 6]. Поступление в реки значительного количества сульфатов и хлоридов привело к увеличению их природного содержания в 3–5 раз и формированию природно-антропогенных концентраций рассматриваемых компонентов [7].

Сброс сточных вод, недостаточно очищенных от фосфатов, более 90% которых формируется в сфере жилищно-коммунального хозяйства, стимулирует развитие «урбогенной» эвтрофикации водных экосистем [2].

**Таблица 1** – Сброс химических веществ в р.Свислочь в составе поверхностного стока и отведенных в водоток сточных вод в 2009 г.

| Тип нагрузки       |   | Вещество        |                               |                              |                              |                              |               |            |       |
|--------------------|---|-----------------|-------------------------------|------------------------------|------------------------------|------------------------------|---------------|------------|-------|
|                    |   | Cl <sup>-</sup> | SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> | NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | Сухой остаток | Взвешенные |       |
| Поверхностный сток | т | 18622           | 684                           | 155                          | 12                           | 62                           | 37294         | 14661      |       |
|                    | % | 54              | 6                             | 10                           | 16                           | 4                            | 29            | 80         |       |
| Сточные воды       | т | 15870           | 9960                          | 1440                         | 60                           | 1380                         | 93460         | 3590       |       |
|                    | % | 46              | 94                            | 90                           | 84                           | 96                           | 71            | 20         |       |
| Суммарная нагрузка |   | т               | 34492                         | 10644                        | 1595                         | 72                           | 1442          | 130754     | 18251 |

Естественно, что эффект воздействия техногенного потока фосфатов наиболее отчетливо проявляется в паре «город–малая река», о чем свидетельствует содержание биогенного вещества в воде р.Наути, являющейся водоприемником нормативно-очищенных сточных вод, режим фосфатов которой имеет хорошо выраженные антропогенные черты, способствующие развитию процессов эвтрофирования (рисунок 4).



**Рисунок 4** – Годовая динамика концентраций фосфатов в воде р.Наути в 2013 г.

Наглядно структура выявленных гидрохимических нарушений, вызванных техногенными потоками, формирующимися на урбанизированных территориях, представлена на рисунке 5. Вместе с тем следует отметить, что в 1970–1990-х годах приоритетными факторами трансформации гидрохимического режима рек Беларуси было сельскохозяйственное производство. Так, в результате агротехногенеза природный гидрохимический фон Беларуси трансформировался в природно-антропогенный аналог [7].



**Рисунок 5** – Структура трансформации речных вод в результате воздействия техногенных геохимических потоков

## **ЗАКЛЮЧЕНИЕ**

1. В настоящее время среди факторов, оказывающих воздействие на загрязнения рек Беларуси, урбанизация как процесс роста городского населения является одним из основных.
2. Хроническое воздействие сточных вод, недостаточно очищенных от фосфатов, более 90% которых формируется в сфере жилищно-коммунального хозяйства, стимулирует развитие «урбогенной» эвтрофикации водных экосистем.
3. Выявленные гидрохимические нарушения характерны для рек любого ранга, однако наиболее четко они выражены для малых рек-водоприемников сточных вод. При этом анализ размещения городов Беларуси с их привязкой к водным объектам показал, что значительное количество городов (43%) приурочено к малым и очень малым рекам, что делает такие водотоки весьма уязвимыми к техногенному воздействию.

## **ЛИТЕРАТУРА**

- [1] Состояние природной среды Беларуси: экологический бюллетень, 2013 год / Под ред. В.Ф. Логинова, Минск, 2014, 364 с.
- [2] Городская среда: геоэкологические аспекты / В.С. Хомич и др., Минск: Беларус. навука, 2013, 301 с.
- [3] Aucharova, A., Khomich, V. Urban Runoff as a Pathway for Transmission of Pollutants into Receiving Waters. – In: World Water Week in Stockholm, September 5–11, 2010, Stockholm, 2010, pp. 388.
- [4] Sanets, E., Kadatskaya, O. Conflict hydroecological situations as a result of anthropogenic impact (by example of Belarus). . – In: Responding to Global Changes: Water in an Urbanising World. Abstract volume of the World Water Week in Stockholm, August 21–27, 2011, Stockholm, 2011, pp. 197–198.
- [5] Кадацкая, О.В., Санец, Е.В., Овчарова, Е.П. Структурирование данных по оценке водных ресурсов Беларуси в соответствии с международными требованиями. – В: Природопользование: сборник научных трудов / Национальная академия наук Беларуси, Институт природопользования; редкол. А.К. Карабанов и др., Вып. 21, Минск, 2012, с. 90–98.
- [6] Кадацкая, О.В., Овчарова, Е.П., Санец, Е.В. «Аммонийное» и «фосфатное» загрязнение рек Припятского Полесья. – В: Материалы Международной научно-практической конференции «Географические аспекты устойчивого развития регионов» в 2 ч., 23–24 апреля 2015 г., Гомель / редкол.: А.И.Павловский (гл. ред.) [и др.], Гомель: ГГУ им. Ф.Скорины, 2015, Ч.2, с. 74–77.
- [7] Ландшафтные воды в условиях техногенеза / О.В. Кадацкая и др., Минск: Бел. наука, 2005, 347 с.

**Глава II/90: ИНДИКАЦИЯ ИЗМЕНЕНИЙ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ И УРОВНЯ  
АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ НА ОЗЕРНЫЕ ЛАНДШАФТЫ ПО ДОННЫМ  
ОТЛОЖЕНИЯМ ОЗЕР: НОВЫЙ МЕТОДИЧЕСКИЙ ПОДХОД**  
**Chapter II/90: Indication of Natural and Anthropogenic Loads on Lakes Landscapes by  
Analyses of Lake Sediments: A New Methodical Approach**

**Татьяна В. Сапелко**

DOI 10.25680/5728.2018.22.35.187

Эл. Почта: [tsapelko@mail.ru](mailto:tsapelko@mail.ru)

Институт озероведения РАН, ул. Севастьянова,9, 196105, г. Санкт-Петербург, Россия

**РЕЗЮМЕ.** Разработана и апробирована методика разделения влияния природных и антропогенных факторов на озерные экосистемы по палеолимнологическим данным. Методика разрабатывается в течение последних пяти лет в Институте озероведения РАН. Палеолимнологические исследования позволяют проводить реконструкции не только естественных изменений, происходящих с озерами и их водосборами во временном аспекте, но и реконструировать динамику антропогенного воздействия на озерные ландшафты с фиксацией начала антропогенного воздействия на озерные экосистемы. Проведенные комплексные палеолимнологические исследования дали возможность зафиксировать динамику нескольких изучаемых компонентов природной среды, таких как разные виды флоры и фауны, геохимические показатели донных отложений и др., а также проследить весь непрерывный процесс изменения озерных экосистем в течение тысяч лет. Методика разрабатывалась на основе данных литологического, геохимического, палинологического, диатомового, хирономидного, радиоуглеродного и других анализов. Возраст определен по данным палинологического и радиоуглеродного анализов. В результате мы получаем возможность расчетов вероятности антропогенного воздействия на накопление в озерных отложениях органического вещества, органического, неорганического фосфора и металлов.

**Abstract.** We developed and tested a new methodology for separating the influence of natural and anthropogenic factors on lake ecosystems according to paleolimnological data. The methodology has been developed over the past five years at the Institute of Limnology of the Russian Academy of Sciences. Paleolimnological studies allow reconstruction not only of natural changes occurring with lakes and their catchments in a temporal aspect, but also to reconstruct the dynamics of anthropogenic impact on lake landscapes with fixation of the beginning of anthropogenic impact on lake ecosystems. The complex paleolimnological studies carried out made it possible to record the dynamics of several studied components of the natural environment, such as different species of flora and fauna, geochemical indicators of lakes sediments, etc., and to trace the entire continuous process of changing the lake ecosystems for thousands of years. The technique was developed on the basis of data from lithological, geochemical, pollen, diatom, chironomid, radiocarbon and other analyzes. Age is determined by palynological and radiocarbon analyzes. As a result, we are able to calculate the probability of anthropogenic impact on the accumulation of organic matter, phosphorus and metals in the lake sediments.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** озерные ландшафты, палеолимнология, методика, антропогенные факторы, природные факторы

**Keywords:** lake landscapes, paleolimnology, methods, human impact, natural influence

### **ВВЕДЕНИЕ**

Для оценки антропогенного воздействия на природные экосистемы обычно используют экологический мониторинг. Мониторинг имеет большое значение при выявлении динамики антропогенного воздействия, но обычно охватывает только период, когда природные ландшафты уже изменились под влиянием человека. В последнее время все чаще для установления уровня антропогенного воздействия используются палеолимнологические методы. Это позволяет расширить временной интервал исследований, с помощью современных радиометрических методов точно датировать получаемые результаты. Подобные работы проводятся, как правило, на загрязненных территориях. В основном изучаются короткие колонки донных отложений, охватывающие последние 100-200 лет [1,2,3]. Однако при таком подходе невозможно учесть природный фон и значение вли-

яния природных на динамику изучаемых ландшафтов, что подчеркивают результаты некоторых исследований. Так, например, при исследовании длинных колонок донных отложений малых озер Латвии обнаружены высокие концентрации некоторых металлов на глубинах около 2-3м [4]. Подобные результаты мы также получили для некоторых изученных озер [5.6]. В связи с этим мы предлагаем изучать колонки донных отложений озер, сформировавшиеся за более длительный период времени, что позволяет реконструировать динамику изучаемых ландшафтов до активного воздействия на них человека, определить начало периода антропогенного воздействия и оценить роль антропогенных факторов в меняющемся ландшафте.

## ЦЕЛЬ МЕТОДИКИ

Основной целью метода является разделение влияния природных и антропогенных факторов на изучаемые объекты. В результате мы получаем возможность расчетов вероятности антропогенного воздействия на накопление в озерных отложениях органического вещества, органического, неорганического, общего фосфора и металлов для каждой изучаемой озерной экосистемы. Палеолимнологический подход, т.е. получение данных по «длинным» колонкам донных отложений (накопившиеся за тысячелетия) позволяет проследить как средние природные значения изучаемых параметров в доиндустриальный период (без активного воздействия человека), так и экстремальные природные значения, связанные, например, с климатическими изменениями или динамикой уровня озера. Установление возраста выявленных изменений и критических этапов развития озера позволило зафиксировать скорость и масштаб происходящих процессов.

## СУТЬ МЕТОДИКИ

Методика заключается в количественной и качественной оценке соотношения природной и антропогенной составляющих в развитии и трансформации озерных экосистем. Для каждого изучаемого озера необходимо получать «фоновые» природные значения состояния экосистемы. Пониманию особенностей современного состояния водоемов способствует знание истории развития озер в прошлом. Донные отложения озер накапливают информацию не только об естественных изменениях экосистем, но и об антропогенном влиянии на них. Комплексное палеолимнологическое изучение донных отложений озер позволяет установить начало, степень и динамику антропогенной нагрузки на озеро. В течение последних пяти лет в Институте озероведения РАН исследовались озера в различных регионах европейской части России с разной степенью антропогенного воздействия. В результате разработана методика определения процентного соотношения природных и антропогенных факторов влияния на экосистему озера по палеолимнологическим данным. Методика предполагает оценку изменения состава донных отложений и помогает объяснить причины этих изменений. Использование комплексного палеолимнологического метода (литологический, палинологический, ботанический, диатомовый, геохимический, радиоуглеродный и другие анализы) к изучению донных отложений позволяет получить качественную оценку соотношения влияния природных и антропогенных факторов на озерные экосистемы, а также установить начало антропогенного воздействия и его динамику на протяжении длительного этапа развития озера (рис.1). Количественная оценка дается для содержания в донных отложениях различных компонентов (органического вещества, органического, неорганического, общего фосфора и металлов). Подобный анализ мы провели для каждого компонента. Для общего анализа состояния озера и влияния на него антропогенного фактора мы анализировали два параметра: вероятность антропогенного воздействия и рассчитанное повышение концентрации. Суть расчетов заключается в том, что колебания концентраций содержания изучаемых компонентов в донных отложениях озер сглаживаются и, одновременно с этим учитываются пиковые значения за два периода: доиндустриальный (практически без антропогенного влияния на озерную экосистему) и индустриальный (с активным антропогенным воздействием). Расчеты основаны на осреднении значений рядов за два периода, а также сравнении этих значений с учетом возможной погрешности и естественных колебаний. Максимальные значения, в случае нескольких выделяющихся пиковых значений в рассматриваемый период, определяются путем среднего арифметического всех пиков за этот период:

$$H = \frac{\sum_{i=1}^n h_i}{n} \quad (1)$$

H – Рассчитанное максимальное значение содержания компонентов за отдельный период

h – Экстремальное значение содержания компонентов



В результате для изучаемого озера мы получаем природный фон накопления компонентов, содержащихся в его донных отложениях. Комплексный палеоолиминологический подход к изучению донных отложений изучаемого водоема позволяют объяснить природные условия накопления и динамику определяемых компонентов. На основании полученного природного фона дальше мы можем рассчитать в процентном соотношении роль воздействия природных и антропогенных факторов на экосистему озера. Для этого следует рассчитывать и средние значения накопления изучаемых компонентов за доиндустриальный и индустриальный периоды. Для расчета среднего значения содержания компонентов в индустриальный период использована формула:

$$A = \sum_{i=1}^n x_i \pm \frac{\sqrt{\sum(x - x_i)^2}}{n} \quad (2)$$

A – содержание компонента в донных отложениях в индустриальный период

n – длина ряда периода

x – среднее значение ряда

x<sub>i</sub> – среднее скользящее значение содержания

Для расчета среднего значения содержания компонента в доиндустриальный период использована формула:

$$N = \sum_{i=1}^n x_i \pm \frac{\sqrt{\sum(x - x_i)^2}}{n} \quad (3)$$

N – содержание компонента в донных отложениях в доиндустриальный период

n – длина ряда периода

x – среднее значение ряда

x<sub>i</sub> – среднее скользящее значение содержания

Принимаемое содержание компонентов в различных периодах A и N рассчитывается по формуле средней скользящей – moving average [7], значение в каждой точке которой равно среднему значению функции за предыдущий период. Ее применение обусловлено необходимостью сглаживать различные колебания содержания компонентов, которые возникают как возможная реакция изучаемых компонентов на резкие изменения природной среды. Также для увеличения точности мы рассчитываем среднеквадратическое отклонение, как наиболее распространенный в статистике показатель рассеивания [8]. Среднеквадратическое отклонение использовано для обоих периодов (доиндустриального и индустриального), создавая, таким образом, два интервала возможных значений содержания изучаемых компонентов в двух периодах. Если интервалы рассчитанных значений пересекаются, то можно сделать вывод о том, что изменения содержания компонентов происходили только под влиянием природных факторов без антропогенного воздействия. Если интервалы не пересекаются, то можно сделать вывод о значимом антропогенном влиянии на содержание компонентов в донных отложениях. Для расчета этого влияния в процентах мы предлагаем использовать новую формулу:

$$X = \frac{A}{N} 100\% - 100\% \quad (4)$$

X, % - антропогенное воздействие

A - содержание элемента в донных отложениях в индустриальный период

N – содержание элемента в донных отложениях в доиндустриальный период

В результате по этой формуле (4) мы можем рассчитать, на сколько процентов увеличилась концентрация компонентов в индустриальный период относительно доиндустриального. Окончательно судить об антропогенном влиянии можно исходя из двух значений - содержание компонентов в донных отложениях в антропогенный период (A) и рассчитанное пиковое значение содержания компонента за доиндустриальный период (N<sub>прир.</sub>). Если N<sub>антр.</sub> > A > N<sub>прир.</sub> > N, то антропогенные факторы оказали влияние на содержание изучаемых компонентов в озерных отложениях. Безусловно, давать численную оценку антропогенного влияния, в условиях постоянного изменения озерной экосистемы под действием различных природных явлений, практически невозможно, поэтому мы решили давать оценку процентной вероятности влияния антропогенного фактора на увеличение накопления изучаемых компонентов в донных отложениях. Расчет проводился по формуле:

$$W = \frac{A - N}{N_{\text{прир.}} - N} 100\% \quad (5)$$

W, % - Вероятность антропогенного влияния

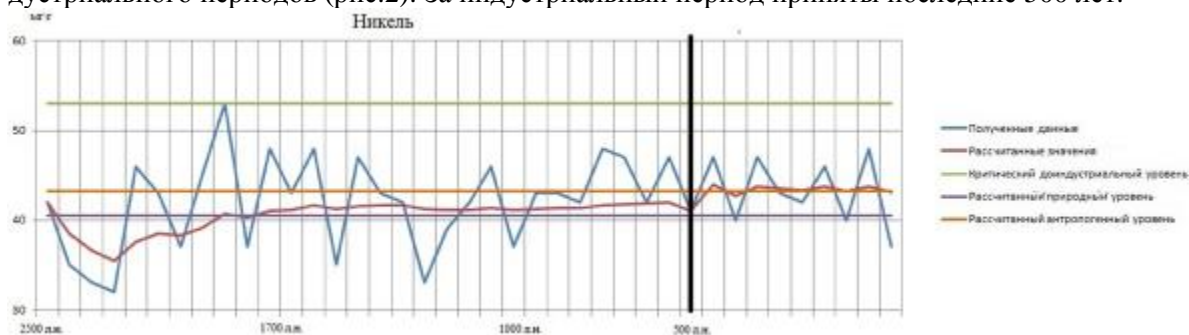
N<sub>прир.</sub> - Значение содержания компонента на максимальном природном уровне



**Рис.1-** Схема оценки вероятности антропогенного воздействия на озерные экосистемы.

### АПРОБАЦИЯ МЕТОДИКИ

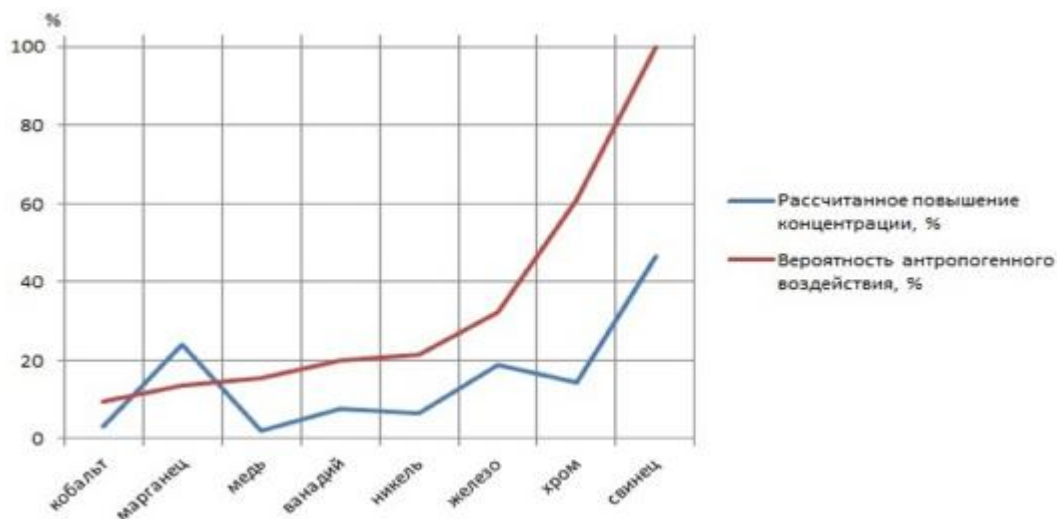
Методика разрабатывалась на разнотипных озерах европейской части России. Для исследования выбирались озерные ландшафты с разной степенью антропогенного воздействия. Количественные расчеты выполнены для и величины потери при прокаливании, органического, неорганического и общего фосфора, а также таких металлов, как свинец, железо, никель, медь, марганец, ванадий, кобальт и хром. Используя вышеприведенные формулы (1-5) мы имеем возможность построить графики средних и максимальных (критический уровень) значений для доиндустриального и индустриального периодов (рис.2). За индустриальный период приняты последние 500 лет.



**Рис.2-** Рассчитанные значения соотношения природного и антропогенного накопления никеля в озерных отложениях а примере Ладожского озера.

Полученные данные – полученные значения концентраций компонентов (никеля) с помощью геохимического анализа колонки донных отложений; Рассчитанные значения – средняя скользящая функция полученных данных; Критический доиндустриальный уровень – максимальное полученное значение концентрации компонентов (никеля) за доиндустриальный период; Рассчитанный природный уровень – среднее значение концентрации компонентов (никеля) от средней скользящей функции (рассчитанных значений) за доиндустриальный период; Рассчитанный антропогенный уровень – среднее значение концентрации компонентов (никеля) от средней скользящей функции (рассчитанных значений) за индустриальный период.

В результате изучения влияния природных и антропогенных факторов на накопление никеля и других металлов в отложениях Ладожского озера рассчитана вероятность антропогенного воздействия в процентах (рис.3). Для никеля рассчитанный антропогенный уровень немного выше рассчитанного среднего природного уровня. В результате можно сделать вывод, что в индустриальный период на содержание никеля в донных отложениях Ладожского озера влияют как природные, так и антропогенные факторы. При этом количество никеля в индустриальный период превышает его же значение в доиндустриальный период на 6,7%. Рассчитанная по формуле (5) оценка вероятности антропогенного воздействия на накопление никеля в донных отложениях Ладожского озера за индустриальный период  $W(Ni)$ -22%.



**Рис.3-** Рассчитанные значения процентного соотношения влияния природных и антропогенных факторов на накопление металлов в донных отложениях Ладожского озера

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. В результате разработанной методики мы получили:
2. Динамику озерных ландшафтов в доиндустриальный период.
3. Качественные характеристики изменения озерных экосистем.
4. Рассчитанные количественные значения повышения концентрации и вероятности антропогенного воздействия в процентах на накопление в озерных отложениях таких изучаемых компонентов, как органическое вещество, фосфор и металлы.

### ЛИТЕРАТУРА

- [1] Даувальтер В.А., Моисеенко Т.И., Кудрявцева Л.П., Сандимиров С.С. Накопление тяжелых металлов в оз. Имандра в условиях его промышленного загрязнения. Водные ресурсы, т.27, № 3, 2000, с.279-287
- [2] Моисеенко Т.И., Даувальтер В.А., Лукин А.А. и др. Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра. М., Наука, 2002, 487с.
- [3] Koff T., Vandel E., Marzecová A., Avi E. and Mikomägi A. Assessment of the effect of anthropogenic pollution on the ecology of small shallow lakes using the palaeolimnological approach // Estonian Journal of Earth Sciences, 2016, 65, 4, 221–233
- [4] Stankevica K., Klavins M., Rutina L. Accumulation of Metals in Sapropel // Material Science and Applied Chemistry, 26, 2012, p.99-104
- [5] Сапелко Т.В., Игнатьева Н.В., Кузнецов Д.Д. Антропогенные и природные факторы развития Ладожского озера в позднем голоцене по данным комплексного анализа донных отложений // Сохраним природное и культурное наследие Ладожского озера. Сборник научных трудов. СПб. 2011, с. 170-181.
- [6] Sapelko T., Shemanaev K., Kuznetsov D., Ignatieva N., Ludikova A. Paleolimnological approach to the separation of the effects of anthropogenic and natural factors on the lake ecosystems // Geophysical Research Abstracts, Vol. 15, EGU2013-PREVIEW, 2013, EGU European Geosciences Union General Assembly, Vienna, Austria, 07 – 12 April 2013
- [7] Боровиков, В. Statistica. Искусство анализа данных на компьютере: для профессионалов. СПб.: Питер, 2003, 688 с.
- [8] Грешилов А. А., Стакун В. А., Стакун А. А. Математические методы построения прогнозов. М.: Радио и связь, 1997, 112 с.

## Глава II/91: ВЛИЯНИЕ АНТРОПОГЕННОЙ ТРАНСФОРМАЦИИ ЛАНДШАФТОВ НА ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ОЗЕРНЫХ ГЕОСИСТЕМ БЕЛОРУССКОГО ПООЗЕРЬЯ

### Chapter II/91: Impact of Anthropogenic Landscape Transformation on the Ecological State of Lake Geo-Systems in Belarus

Наталья В. Гагина\*; Валерий А. Бакарасов; Борис П. Власов; Наталья Д. Грищенко  
DOI 10.25680/9485.2018.63.69.188

\*Эл. Почта: nata-gagina@yandex.by

Белорусский государственный университет, Факультет географический, пр. Независимости, д. 4, 220030 Минск, Республика Беларусь

**РЕЗЮМЕ.** Целью исследования являлось определение влияния антропогенной трансформации ландшафтов на геоэкологическое состояние озер, так как их водосборы являются частью более крупного природного комплекса – ландшафта. Исследование выполнено для региона Белорусского Поозерья как специальное направление геоэкологической оценки природно-ресурсного потенциала озерных геосистем. Тип, вид, степень антропогенной трансформации ландшафтов и ландшафтно-экологические ситуации определены на основе анализа структуры земель для 134 выделов ландшафтов, изучено местоположение 46 озер региона с признаками значительной антропогенной трансформации, которая диагностирована по комплексу гидрохимических, геохимических, гидробиологических признаков, а также изучено геоэкологическое состояние крупнейших озерных групп региона. Сделан вывод о взаимосвязи между распространением значительно трансформированных ландшафтов и антропогенно нарушенных озер, выраженном влиянии локальных источников загрязнения.

**Abstract.** The purpose of this study was to determine the impact of anthropogenic landscape transformation on the ecological state of lakes, as their watersheds are a part of larger natural complex – a landscape. The research is performed as the special direction of geoecological assessment of natural resources' capacity of lake geosystems for the Belarusian Poozerje region. Types and extent of anthropogenic landscape transformation and ecological situations are defined on the basis of the analysis of lands structure for 134 landscape units. The location of 46 lakes of the region with signs of considerable anthropogenic transformation which is diagnosed by a complex of hydrochemical, geochemical, hydrobiological parameters is defined, the geoecological state of the largest lake groups of the region is studied. The interrelation between distribution of highly transformed landscapes and lakes degraded under the influence of powerful point sources of contamination is detected.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** ландшафты, озерная геосистема, геоэкологическая оценка, структура земель, антропогенная трансформация, геоэкологическое состояние.

**Keywords:** landscapes, lake geosystem, geoecological assessment, lands structure, anthropogenic transformation, geoecological state.

#### ВВЕДЕНИЕ

Озерные геосистемы, изучаемые с геоэкологических позиций, рассматриваются как сложные системы, целостность которых определена как связями между природными компонентами озер, их водосборов и вмещающих ландшафтов, так и особенностями хозяйственного использования и управления такими системами. Антропогенная трансформация ландшафтов, превышающая экологически допустимые уровни, приводит к истощению, загрязнению, утрате отдельных видов ресурсов, что ведет в потере хозяйственной и природоохранной ценности озер.

#### МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Регион Белорусского Поозерья расположен на севере Республики Беларусь, его площадь составляет около 38,8 тыс. км<sup>2</sup>. Изучение влияния антропогенной трансформации ландшафтов на геоэкологическое состояние озер являлось специальным исследованием, которое проводилось как составная часть геоэкологической оценки природно-ресурсного потенциала озерных геосистем [1,2]. Озерные геосистемы изучались на двух пространственных уровнях: на региональном рассматривалась система «озеро-ландшафт», а на локальном «озеро-водосбор». Исходными информацион-

ными материалами послужила база данных НИЛ озераведения Белорусского государственного университета, в которой представлены результаты многолетних комплексных наблюдений на 650 озерах региона за период 1973 – 2017 гг. (авторы О.Ф. Якушко, Б.П. Власов и др.), а также составленный на ее основе справочник, в котором приводятся фактические данные о местоположении каждого озера, его морфометрических, гидрологических, гидрохимических, геохимических, гидробиологических параметрах [3].

Ландшафтное строение Белорусского Поозерья анализировалось по ландшафтной карте, которая была составлена в масштабе 1 : 600 000 на всю территорию республики (авторы Н.К. Клицунова, Г.И. Марцинкевич и др.) и опубликована в 1984 г. [4]. Анализ антропогенной трансформации ландшафтов региона проводился по методике, подробно изложенной в работе [5]. Территориальными единицами оценки были приняты ландшафтные контуры, выделенные на карте, которые относятся к определенным видам и родам природных ландшафтов. В границах каждого контура подсчитаны площади групп земель: 1) занятых болотами (естественными), 2) лесохозяйственного назначения и под водой, 3) сельскохозяйственного назначения, 4) населенных пунктов и дорог. По преобладанию того или иного вида земель был определен тип и вид антропогенной трансформации ландшафтов. Степень антропогенной трансформации ландшафтов определялась по 5-ти уровневой шкале с применением метода расчета «взвешенных баллов». Доля площади каждой группы земель умножалась на соответствующий «весовой коэффициент», минимальное значение которого, равное 1, присвоено землям под болотами, а максимальное, равное 4 – землям населенных пунктов и дорог. Градации значений степени трансформации были приняты следующие:  $\leq 1,5$  – минимальная, 1,6-2,0 - низкая, 2,1-2,5 - средняя, 2,6-3,0 - высокая,  $\geq 3,1$  – максимальная степень. Подобные методические приемы широко применяются при оценке антропогенной трансформации различных территорий [6] и могут быть использованы как на локальном, так и на региональном уровне исследований.

По изложенному выше алгоритму оценивалась и степень антропогенной трансформации водосборов крупнейших озерных групп региона. Высокая степень антропогенной трансформации водосборов принята при значениях индекса антропогенной трансформации ( $I_{\text{АТВ}}$ ) в диапазоне 2,6-3,0 баллов, а максимальная – 3,1-3,6 баллов [7].

Оценка экологического состояния озер выполнена по ряду гидрохимических, геохимических, гидробиологических индикаторов с расчетом значений комплексного показателя экологической оценки озера ( $I_{\text{рЭОО}}$ ), детально ход расчетов изложен в работе [7]. Показатели качества воды (гидрохимические) определялись с использованием гигиенических нормативов, в первую очередь учитывалось соотношение концентрации  $i$ -го вещества в воде к его предельно допустимой концентрации, далее рассчитывался интегральный индекс загрязнения воды [8]. Геохимическая оценка уровня загрязнения донных отложений тяжелыми металлами (свинец, марганец, хром, никель, ванадий, медь, цинк, титан) проводилась относительно их фоновых показателей, полученных при исследованиях донных осадков озер страны [9]. Для оценки загрязнения водных растений рассчитывались коэффициенты накопления тяжелых металлов в макрофитах по отношению к их фоновым содержаниям для озер страны с последующим расчетом интегрального индекса содержания тяжелых металлов в водных растениях [9]. Оценка состояния водных экосистем по гидробиологическим показателям проводилась посредством расчета индекса сапробности Пантле-Букка в модификации Сладечека [10] (по макрофлоре). Все показатели принимались за равнозначные и их значения были нормированы по шкале от 1 до 5 баллов, далее рассчитывался комплексный показатель ( $I_{\text{рЭОО}}$ ) как среднее значение нормированных баллов. Приняты следующие градации значений  $I_{\text{рЭОО}}$ , отражающие степень благоприятности экологического состояния озер:  $\leq 2,0$  – благоприятное, 2,1-3,0 – относительно благоприятное, 3,1-4,0 – относительно неблагоприятное,  $\geq 4,1$  – неблагоприятное экологическое состояние.

Разработанная методика может быть применима как на локальном [11], так и на региональном [12] уровне исследований. Для оценки влияния антропогенной трансформации ландшафтов на состояние озер на региональном уровне выполнен сопряженный анализ пространственного размещения 46 озер, отнесенных к категориям критической и сильной степени трансформации [13] и степени трансформации ландшафтов, в пределах которых они размещены [14]. На локальном уровне оценена степень трансформации водосборов и экологическое состояние озер для крупнейших озерных групп региона.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

**Антропогенная трансформация ландшафтов (АТЛ):** В регионе сформировались 3 типа и 11 видов АТЛ. Сельскохозяйственный тип трансформации характерен для моренно-озерных ландшафтов, менее распространен в холмисто-моренно-озерных, камово-моренных, озерно-ледниковых. Напряженная ситуация встречается локально в ландшафтах с максимальной степенью сельскохозяйственной трансформации, когда доля лесов составляет менее 15 %, она наиболее характерна для моренно-озерных ландшафтов. Лесохозяйственный тип сформирован в границах водно-ледниковых с озерами, болотных, некоторых озерно-ледниковых ландшафтах. Для них характерна низкая сельскохозяйственная и расселенческая освоенность, высокий удельный вес природоохранных территорий. Повсеместно распространен сельскохозяйственно-лесной тип антропогенной трансформации.

**Результаты сопряженного анализа антропогенной трансформации озер и вмещающих их ландшафтов:** Только 7 % озер региона оценены как имеющие выраженные признаки антропогенной трансформации, из них 22 озера с критической степенью и 24 озера – с сильной. Наблюдается взаимосвязь между распространением значительно трансформированных ландшафтов и местоположением таких озер (таблица 1).

**Таблица 1** – Показатели антропогенной трансформации ландшафтов Белорусского Поозерья и доля антропогенно трансформированных озер в их границах

| Антропогенная трансформация ландшафтов |            |                  |   |      |      |      |      | Антропогенная трансформация озер <sup>4</sup> , кол-во |   |
|--|------------|------------------|---|------|------|------|------|--|---|
| Тип <sup>1</sup> /Вид                  | Площадь, % | СТЛ <sup>2</sup> | Структура земель <sup>3</sup> , % площади |      |      |      |      | Кр   | С |
|  |            |                  | Н   | Сх   | ВВ   | Л    | Б    |  |   |
| I/Селитебно-аграрный                   | 13,9       | мк+ в            | 12,5                                      | 64,0 | 0,8  | 20,8 | 1,9  | 6  | 2 |
| I/Аграрный                             | 7,9        | в                | 6,2                                       | 63,6 | 2,7  | 25,8 | 1,7  | 6  | 3 |
| I/Аквально-аграрный                    | 2,4        | в                | 6,5                                       | 56,2 | 18,0 | 17,1 | 2,2  | 2  | 6 |
| II/Селитебно-лесо-аграрный             | 12,7       | в                | 10,2                                      | 48,2 | 2,1  | 38,5 | 1,0  | 1  | 1 |
| II/Лесо-аграрный                       | 27,8       | в+ с             | 6,7                                       | 47,8 | 3,1  | 40,5 | 1,9  | 6  | 9 |
| II/Аквально-лесо-аграрный              | 4,7        | с                | 1,9                                       | 47,8 | 11,1 | 23,7 | 15,5 | 0  | 1 |
| II/Лесоболотно-аграрный                | 8,9        | с                | 5,8                                       | 37,7 | 2,4  | 45,2 | 8,9  | 0  | 2 |
| III/Лесной                             | 6,0        | с                | 2,9                                       | 22,3 | 1,4  | 71,9 | 1,5  | 0  | 0 |
| III/Аквально-лесной                    | 1,4        | с                | 3,8                                       | 17,2 | 23,0 | 49,0 | 7,0  | 0  | 0 |
| III/Лесоболотный                       | 14,1       | н                | 4,3                                       | 18,0 | 2,8  | 61,9 | 13,0 | 1  | 0 |
| III/Болотный                           | 1,1        | мн               | 0,5                                       | 5,9  | 3,3  | 30,4 | 59,9 | 0  | 0 |

**Примечание:** 1. Тип АТЛ: I=Сельскохозяйственный, II=Сельскохозяйственно-лесной, III=Лесохозяйственный; 2. СТЛ - степень трансформации ландшафтов: мк=максимальная, в= высокая, с= средняя, н=низкая, мн=минимальная. 3. Структура земель: Н = земли населенных пунктов и дорог; Сх = сельскохозяйственные земли, ВВ = площади водоемов и водотоков; Л = земли, занятые лесами; Б = земли под болотами. 4. Степень антропогенной трансформации озер: Кр = критическая, С = сильная.

В границах наиболее значительно трансформированных ландшафтов селитебно-аграрного, аграрного, аквально-аграрного и селитебно-лесо-аграрного видов расположены 15 озер с выраженными признаками критической антропогенной трансформации и 12 озер с сильной степенью. Источниками их загрязнения являются поступления соединений азота и фосфора от животноводческих



комплексов, вынос удобрений с сельскохозяйственных земель. Водосборы почти четверти всех озер с выраженными признаками антропогенной трансформации полностью или частично находятся в границах населенных пунктов. Основными источниками их антропогенной трансформации выступают сброс недостаточно очищенных сточных вод, поступление загрязняющих веществ с поверхностным стоком, локальное загрязнение с атмосферными осадками в зоне влияния промышленных комплексов, характерно загрязнение органическими соединениями, тяжелыми металлами. В тоже время в регионе более трети территории занимают средние и мало трансформированные ландшафты, среди которых преобладают озера с благоприятным экологическим состоянием (рисунок 1).



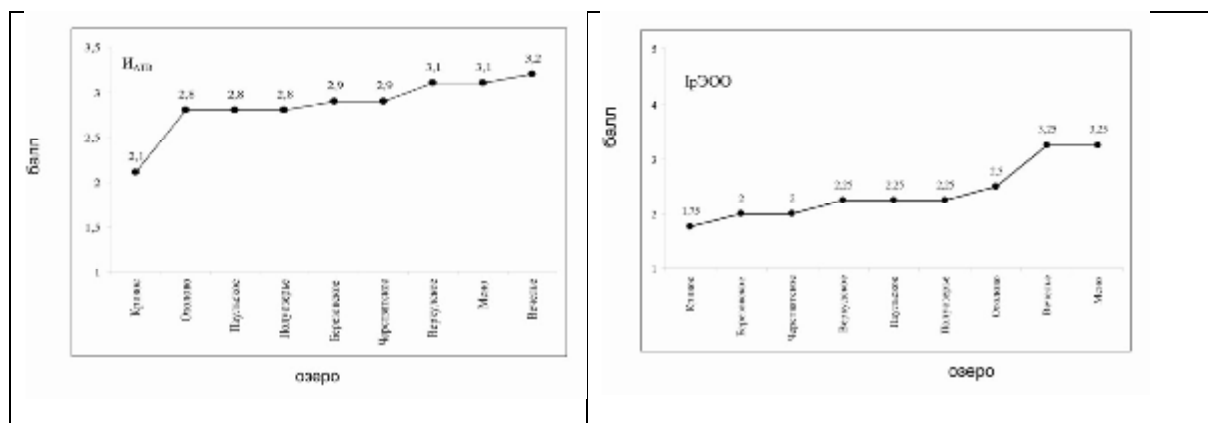
**Рисунок 1.** Озеро Струсто и окружающий его холмисто-моренно-озерный ландшафт сельскохозяйственно-лесного типа антропогенной трансформации. После образования на этой территории Национального парка «Браславские озера», пахотные земли переведены в луговые.

**Оценка антропогенной трансформации озерных групп:** На локальном уровне изучены особенности антропогенной трансформации локальных геосистем «водосбор-озеро» крупнейших озерных групп Белорусского Поозерья: Нарочанской и Браславской, расположенных в границах национальных парков, и Ушачской группы, характеризующейся высокой сельскохозяйственной освоенностью водосборов озер.

Озера ранжированы в порядке возрастания значений показателя экологической оценки озера ( $I_{pЭОО}$ ) и индекса антропогенной трансформации водосборов ( $I_{ATB}$ ). Наиболее напряженная ситуация характерна для Ушачской группы, где трансформация водосборов более высокая и встречаются озера с относительно неблагоприятным экологическим состоянием (рисунок 2).

## **ЗАКЛЮЧЕНИЕ**

1. Озерные геосистемы в пространственном отношении могут быть представлены как природными системами «озеро-водосбор», так и «озеро-вмещающий ландшафт», что позволяет увязывать региональные и локальные исследования.
2. Комплексное использование методов оценки антропогенной трансформации ландшафтов и оценки экологического состояния озер по гидрохимическим, геохимическим и гидробиологическим параметрам, является эффективным инструментом для определения геоэкологического состояния озерных геосистем регионального и локального уровней.
3. На региональном уровне изучения озерных геосистем хороший результат показывает сопряженный анализ степени и вида антропогенной трансформации природных ландшафтов с размещением озер, имеющих явные признаки антропогенной нарушенности.
4. При оценке локальных озерных геосистем рекомендуется использовать комплексный показатель экологической оценки озера ( $I_{pЭОО}$ ) и индекс антропогенной трансформации водосбора ( $I_{ATB}$ ).



**Рисунок 2** – Значения индекса антропогенной трансформации водосборов ( $I_{ATB}$ ) и комплексного показателя экологической оценки озер ( $I_{pЭО}$ ) Ушачской группы озер

## ЛИТЕРАТУРА

- [1] Власов, Б.П., Гагина Н.В., Грищенкова Н.Д. Геоэкологические основы изучения озерных геосистем. Вестн. БГУ. Серия 2. Химия. Биология. География. №3. 2016. С.125-128.
- [2] Власов, Б.П., Витченко А.Н., Гагина Н.В., Грищенкова Н.Д. Геоэкологическая оценка природно-ресурсного потенциала антропогенно нарушенных озерных бассейнов: методические рекомендации. – Минск: БГУ, 2015. – 44 с.
- [3] Власов, Б.П., Якушко О.Ф., Гигевич Г.С., Рачевский А.Н., Логинова Е.В. Озера Беларуси: Справочник. – Минск: Минсктипроект, 2004. – 284 с.
- [4] Ландшафтная карта Белорусской ССР. Масштаб 1 : 600 000. М.: ГУГК, 1984.
- [5] Марцинкевич Г.И., Счастливая И.И., Гагина Н.В., Бакарасов В.А., Усова И.П. Антропогенная трансформация ландшафтов проблемных регионов Беларуси. Природопользование. Сб научн. тр. Вып. 18. 2010. С. 55-63.
- [6] Кочуров Б.И. Геоэкология: экодиагностика и эколого-хозяйственный баланс территорий. Смоленск: СГУ, 1999. – 154 с.
- [7] Власов, Б.П., Витченко А.Н., Гагина Н.В., Грищенкова Н.Д. Геоэкологическая оценка природно-ресурсного потенциала озерных геосистем: методические рекомендации. – Минск: БГУ, 2012. – 23 с.
- [8] Порядин, А.Ф., Хованский А.Д. Оценка и регулирование качества окружающей природной среды. – М.: Изд. дом «Прибой», 1996. – 350 с.
- [9] Vlasov, B.P., Gigevich G.S. Estimation of pollution of lakes of Belarus under the contents of heavy metals in water plants and bottom sediments. Limnological review. 2006. Vol. 6. P. 289-294.
- [10] Sladeczek V. System of water quality from the biological point of view. Arch. Hydrobiol. Ergeb. Limnol. 1973. № 3. P. 218
- [11] Власов, Б.П., Витченко А.Н., Гагина Н.В., Грищенкова Н.Д. Геоэкологическая модель оценки изменения природно-ресурсного потенциала антропогенно нарушенных озерных бассейнов (на примере озера Червоное) // Материалы Международной научно-практической конференции «Природные ресурсы Полесья: оценка, использование, охрана», Ч.1, Пинск, 8–11 июня 2015 г. – Пинск: ООО «ПГУ», 2015. С. 61-65.
- [12] Грищенкова, Н.Д. Геоэкологическая оценка природно-ресурсного потенциала озерных геосистем Белорусского Поозерья. Земля Беларуси. 2012. № 3. С.25-31.
- [13] Власов, Б.П. Антропогенная трансформация озер Беларуси: геоэкологическое состояние, изменения и прогноз. – Минск: БГУ, 2004. – 207 с.
- [14] Гагина, Н.В. Бакарасов В.А. Сопряженная оценка антропогенной трансформации ландшафтов и озер Белорусского Поозерья. Актуальные проблемы геоэкологии и ландшафтоведения. Сб. научн. ст. Вып.2. – Минск: БГУ, 2015. С.17-20.

## Chapter II/92: ECOHYDROLOGY: A CONCEPT AND MANAGEMENT TOOL FOR EUROPEAN WATERBODIES

### Глава II/92: Экогидрология: концепция и инструмент управления водоемами Европы

Maciej Zalewski <sup>\*1,2</sup>, Agnieszka Bednarek <sup>1,2</sup>

DOI 10.25680/6168.2018.63.10.189

\*Email: [erce@erce.unesco.lodz.pl](mailto:erce@erce.unesco.lodz.pl)

1. European Regional Centre for Ecohydrology of the Polish Academy of Sciences, Lodz, Poland

2. Department of Applied Ecology, Faculty of Biology and Environmental Protection, University of Lodz, Poland

**ABSTRACT.** In the face of progressive degradation of biodiversity and rising food production costs worldwide, and considering the overall state of the environment, existing measures used to counteract these changes appear wanting. In Europe, 70% of the land comprises highly-modified agricultural and urbanised landscapes. In such a transformed environment, sustainable development can only be ensured through the regulation of ecological processes, i.e. by increasing water retention in the modified agricultural landscape and more closely regulating hydrological processes (dual regulation) [1; 2; 3]. It is also necessary to limit the amount of matter and energy used per unit of gross national income [4] through technological progress and increasing public awareness.

**Резюме.** Перед лицом усиливающейся деградации биоразнообразия и роста издержек производства продуктов питания во всем мире, а также с учетом общего состояния окружающей среды, имеющиеся меры для противодействия этим изменениям оказываются недостаточными. В Европе 70% земель занимают сильно измененные сельскохозяйственные и урбанизированные ландшафты. В такой трансформированной среде устойчивое развитие может быть обеспечено только посредством регулирования экологических процессов, то есть путем лучшего сохранения воды в измененном сельскохозяйственном ландшафте и более строгого регулирования гидрологических процессов (двойное регулирование) [1; 2; 3]. Необходимо также ограничивать количество вещества и энергии, потребляемое на единицу валового национального дохода [4], за счет технологического прогресса и повышения осведомленности общественности.

**KEYWORDS:** ecohydrology, modified landscapes, sustainable development

**Ключевые слова:** экогидрология, измененные ландшафты, устойчивое развитие

### INTRODUCTION: EUROPEAN WATER IN AGRICULTURE IN THE FACE OF CLIMATE CHANGES

Population growth, greater demand for food and increased agricultural activity all contribute to the increasing pressure which man is placing on the environment. FAO reports predict the global population to exceed nine billion by the year 2050, and that to provide adequate access to food, production needs to increase by about 60%. Greater production will in turn have an influence on the rate of degradation of ecosystem structure and the modification of processes shaped during the course of evolution, such as the circulation of water and biogenic elements. Today, we see a phenomenon characterised by the overlap of global demographic change, climate change and socio-economic priorities, and its destructive effects on the local environment. Growing awareness of these processes, which constitute a threat on a global scale, has forced changes in the role of Science, particularly Environmental Science. As it is unfeasible to avoid all the consequences of climate change, even with the effective implementation of ambitious policies to limit the global growth of greenhouse gas emissions, the international community has considered it necessary to take action to adapt to its inevitability. The basis for creating innovative solutions for climate change adaptation in a given geographical area is an understanding of the relationship between the dynamics of water and plant communities that can be used to shape the structure of the organic landscape. This approach, based on the integration of hydrological and ecological knowledge, is the essence of a new discipline in Environmental Science, Ecohydrology, which has been formulated by the International Hydrological Programme and the Human and Biosphere program of UNESCO.

## **ECOHYDROLOGY AND ECOSYSTEM BIOTECHNOLOGIES IN THE CATCHMENT ECONOMY**

Ecohydrology (EH) is a transdisciplinary science whose aim is to enable sustainable development [1; 5]. Its foundations are based on the principle that hydrological phenomena can be manipulated to increase the ecological potential of ecosystems by regulating biological processes and vice versa. There are three steps and three dimensions of analysis which can clarify the underlying ecohydrological processes present in a given catchment and allow informed solutions to be implemented; they also provide a systemic framework for integration into integrated water resources management (IWRM). The first principle of EH, the *hydrological principle*, implies that quantification of the hydrological processes at the basin scale and the entire hydrological cycle can serve as a template for the quantification of ecological processes. This quantification encompasses the patterns of hydrological pulses along the river continuum and the identification of various forms of human impact, e.g. point and nonpoint sources of pollution. This principle assumes the superiority of abiotic factors over biotic interactions [6]. The second principle of EH, the *ecological principle*, requires an understanding of the evolutionarily-established interplay between water and biota, and hence a quantification of the nutrient flows and energy flux dynamics within the water cycle and catchment templates defined in the hydrological principle. It also requires an analysis of the spatial distribution of different types of ecosystems, i.e. pristine, degraded and modified, to identify the novel ecosystems that are subject to dual regulation. The principle is based on the assumption that during intensive global change, it is not enough to protect ecosystems, but the processes within them require regulation. The third principle, the *ecological engineering principle*, defines the ecosystem properties given in the framework of the first and the second principles as management tools. These tools complement the hydro-technical solutions described above and should be used with the aim of enhancing the ecosystem carrying capacity for WBSRC, defined by Ecohydrology as five components. In the context of the sustainable development goals of the United Nations, ecological potential is understood in terms of water resources (W), biodiversity (B), ecosystem services (S), the ability of ecosystems to respond flexibly to the various forms of stress and adapt to climate change (R-resilience) and the cultural heritage of the basin (C). Ecohydrological biotechnologies are fundamental to the development of the low-cost and low-energy solutions recognized in the European Commission's strategic documents under the term *green infrastructure*.

## **THE USE OF ECOHYDROLOGICAL BIOTECHNOLOGIES FOR ENHANCING NUTRIENT AND CARBON RETENTION IN SOIL**

The fundamental knowledge needed to apply such biotechnologies in the framework of EH stems from an understanding of the dynamics of surface runoff in relation to reservoir, lake or river level oscillations, and the potential of plants or bacteria to convert the mineral forms of nutrients into biomass or gas. Until now, the problem of pollution and its reduction has been focused on point sources, which can be easily managed using advanced technological solutions. However, dispersed sources of pollution might constitute over 50% of the nutrient loads to reservoirs and coastal zones delivered through rivers [7]. Such natural resource management applications can be called *ecohydrological biotechnologies*. Low-cost and efficient ecohydrological biotechnological solutions can be used to address such problems. For example, the denitrifying activity of microbes can be augmented by the addition of carbon to enhance the removal of nitrogen from polluted groundwater [8] and excessive nutrient allocation in the aquatic trophic pyramid can be regulated through hydrobiomanipulation [9; 10; 11]

The primary factor shaping the evolution of ecosystems is water. Hence, in response to the ongoing change experienced by the climate and landscape, the starting point for the regulation of ecological processes is threefold: (i) the restoration of rivers and maintenance of small bodies of water, (ii) increasing the complexity of the landscape with the aim of improving the heat budget, (iii) to increase the amount of organic matter in the soil. The principal practical objectives of the Ecohydrology concept are twofold. The first aim is to slow the transfer of river basin water from the landscape to aquatic ecosystems and its subsequent outflow to the sea. This requires the stabilisation of the hydrological and biogeochemical cycle, which can be achieved by strengthening biological phenomena. It is also important to increase the biomass of plants in the basin; a greater biomass would maintain the heat budget at a stable level during the summer, reduce evaporation and the leaching of organic matter by erosion, assist the regeneration processes and improve the retention of the landscape.

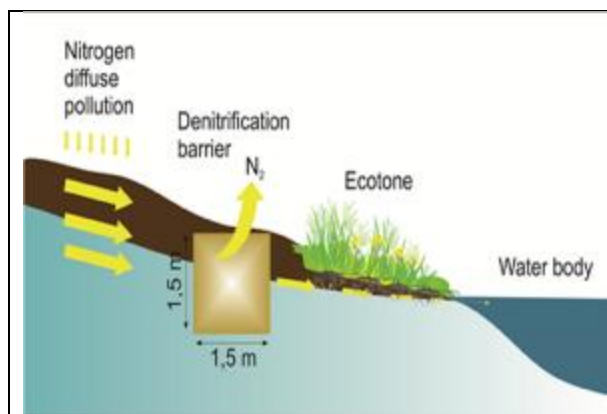
The second aim of Ecohydrology is to slow soil erosion; erosion results in the loss of organic matter, the reduction of the production potential of agroecosystems and increased water pollution [12; 13]. Of particular significance are point and non-point pollution, which is generated mainly by agriculture as a result of tillage and the application of mineral fertilizers and manure [14]. These substances, particularly nitrates,

easily penetrate light soils, resulting in eutrophication. Such pollution can be managed with the use of ecotone zones: transitional zones which exist between the aquatic ecosystem and the neighbouring land, which are usually stocked with vegetation that tolerates humid conditions while accumulating biogenic compounds in their biomass. In the absence of the land needed to create an appropriately wide ecotone zone, it is a good idea to construct a denitrifying barrier inside it, at a depth of about 1 m below the surface (Fig. 1); inside this barrier, nitrogen dissolved in the water will be reduced to gaseous forms by microbial pathways. Catchment areas intensively exploited by agriculture demonstrate much greater surface runoff of organic matter and nutrients to surface waters when deprived of ecotone zones. As the transport of this runoff along the river results in greater eutrophication of reservoirs, lakes and seas [12], an important activity in agricultural catchments is the deployment of high efficiency ecotone zones and reinforced denitrification barriers to transform nitrates to gaseous forms while simultaneously assimilating nutrients in plant biomass [11;15]. However, one of the cheapest and most effective ecohydrological solutions is to use denitrifying barriers / beds to secure sites where natural fertilisers are stored directly on the ground Fig. 2 [8; 16;17]

This is an alternative solution for protecting ground water from leachate compounds in small and medium-sized farms other than using concrete manure slabs. The starting point for achieving these objectives is the development and implementation of ecohydrological biotechnology and system solutions. The next step is the generalization of mathematical models and the integration of this knowledge to raise public awareness of their causative role in achieving sustainable development goals, thus enhancing decision making and education at various levels.

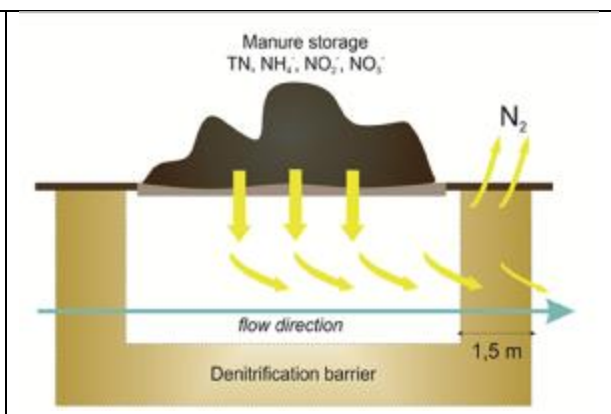
## CONCLUSIONS

1. In order to support sustainable development on a global scale, it is crucial to move from a sectoral approach to a systems approach.
2. A holistic approach must be adopted which incorporates transdisciplinary environmental management, which takes into account thinking orientated towards the adoption of service processes to allow sustainable resource use and optimize its benefit for society
3. However, reducing the consumption of energy and natural resources used for technological improvement or other ongoing activities also remains a priority.
4. New paradigm should shift at various levels should lead to the harmonisation of the needs of society with the absorptive and regenerating potential of the environment.



**Fig. 1.** The construction scheme of a denitrifying barrier, combined with plant buffer zone for the protection of groundwater and surface water from leachate derived from area sources of pollution.

**Рисунок 1.** Схема строительства денитрифицирующего барьера, объединенная с буферной зоной для защиты подземных вод и поверхностных вод от фильтрата, полученная из районных источников загрязнения.



**Fig. 2.** The construction scheme of the denitrifying barrier/bed used for protecting groundwater against leachate from point sources of pollution.

**Рисунок 2.** Схема строительства денитрифицирующего барьера / слоя, используемого для защиты грунтовых вод от фильтрата от точечных источников загрязнения.

## REFERENCES

- [1]Zalewski Maciej. 2000. Ecohydrology – the scientific background to use ecosystem properties as management tools toward sustainability of water resources. Guest Editorial Ecological Engineering 16:1-8.
- [2]Zalewski Maciej 2013. Ecohydrology: Process oriented thinking towards sustainable river basins. Ecohydrology & Hydrobiology, 13 (2): 97-103.
- [3]Zalewski Maciej 2014. Ecohydrology for Engineering Harmony in the Changing World. P 79-96, chapter 5 w: S. Eslamian (ed) Handbook of Engineering Hydrology. Fundamentals and Applications. Taylor & Francis 2014.
- [4]von Weizsacker E, Lovins AB and Lovins LH (1997) Factor Four:Doubling Wealth, Halving Resource Use. Earthscan, London.
- [5]Zalewski, M., Janauer, G.A., Jolankai, G. (Eds.), 1997. Ecohydrology: A New Paradigm for the Sustainable Use of Aquatic Resources. Technical Documents in Hydrology 7, UNESCO, Paris.
- [6]Zalewski, M. and R.J. Naiman. 1985. The regulation of riverine fish community by a continuum of abiotic-biotic factors. In *Habitat Modification and Freshwater Fisheries*, (ed.) J.S. Alabaster, pp. 3–9. London, U.K.: Butterworths Scientific Ltd.
- [7]Zalewski, M., 2009, Ecohydrology: A framework for reversing the degradation of the Baltic Sea, Baltex Newsletter, Oct. 2009, pp 7-10.
- [8]Bednarek, A., Stolarska, M., Ubraniak, M., and M. Zalewski. 2010. Application of permeable reactive barrier for reduction of nitrogen load in the agricultural areas—Preliminary results. *Ecohydrology and Hydrobiology* 10 (2–4): 355–362.
- [9]Zalewski, M., Brewińska-Zaraś, B., Frankiewicz, P., and S. Kalinowski. 1990. The potential for biomanipulation using fry communities in a lowland reservoir: Concordance between water quality and optimal recruitment. *Hydrobiologia* 200/201: 549–556.
- [10]Wojtal-Frankiewicz, A.& P. Frankiewicz. 2010. Mathematical modelling as a tool for predicting the intensity of eutrophication symptoms based on zooplankton and fish density. *Ecohydrology & Hydrobiology* 10 (2-4): 247-257
- [11]Izydorczyk K., Frączak W., Drobnińska A., Cichowicz E., Michalska-Hejduk D., Gross R., Zalewski M. 2013. A biogeochemical barrier to enhance a Buffer zone for reducing diffuse phosphorus pollution – preliminary results. *Ecohydrology & Hydrobiology* 13: 104-112.
- [12]Zalewski, M., 2014a. Ecohydrology, biotechnology and engineering for cost efficiency in reaching the sustainability of biogeosphere. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 14 (1) , <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecohyd.2014.01.006>
- [13]Kędziora A. 1996. Hydrological cycle in agricultural landscapes. Dynamics of an agricultural landscape. L.
- [14]Ryszkowski L. 1992. Ekologiczne zasady kształtowania obszarów rolniczych dla zapewnienia trwałego i zrównoważonego rozwoju rolnictwa. [w:] Ochrona i racjonalne wykorzystanie zasobów wodnych na terenach rolniczych w regionie Wielkopolski. Komisja Ochrony Środowiska Oddziału poznańskiego PAN: 85-106
- Soczyńska Urszula (red.) 1997. Hydrologia dynamiczna. Wydawnictwo Naukowe PWN. Warszawa.
- [15]Izydorczyk Katarzyna, Michalska-Hejduk Dorota, Frączak Wojciech, Bednarek Agnieszka, Łapińska Małgorzata, Jarosiewicz Paweł, Kosińska Anna, Zalewski Maciej. 2015. Strefy buforowe i biotechnologie ekohydrologiczne w ograniczaniu zanieczyszczeń obszarowych. ERCE PAN, ISBN 978-83-928245-1-0
- [16]Bednarek A., Szklarek S., Zalewski M. 2014. Nitrogen pollution removal from area of intensive farming – comparison of various denitrification biotechnologies. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 14, 132–141.
- [17]Bednarek A., Zalewski M., Mankiewicz-Boczek J. 2014. Denitrification ditches as a bioremediation tool for the removal of the nitrogen pollution and protection of groundwater in rural area. Skowronek J. [ed.] Innovative solutions for revitalisation of degraded areas (pol. Innowacyjne rozwiązania rewitalizacji terenów zdegradowanych); p. 223-231



## Глава П/93: ЛАНДШАФТНАЯ ЭКОЛИМНОЛОГИЯ Chapter П/93: Landscape's Ecolimnology

Дмитрий В. Севастьянов<sup>1,2</sup>

DOI 10.25680/2103.2018.86.91.190

Эл. Почта: [ecolim@rambler.ru](mailto:ecolim@rambler.ru)

1. Санкт-Петербургский государственный университет, Институт наук о Земле 10 линия д.33-35, ВО, 199178, Санкт-Петербург, Россия;

2. Институт озероведения РАН, ул. Севастьянова д. 9, 196105, Санкт-Петербург, Россия;

**РЕЗЮМЕ.** Рассматриваются основные положения ландшафтной эколимнологии. Ландшафтная или экологическая лимнология изучает озеро как *водную геосистему (лимносистему)*, развивающуюся во взаимосвязи с береговыми ландшафтами, представляющую составную часть ландшафтной структуры территории. Накопленные в озерной котловине за время существования озера донные отложения содержат разнокачественную *информацию* об изменении состояния ландшафтной среды в бассейне озера на протяжении всего времени существования водоёма. Палеолимнологические исследования дают возможность реконструировать историю развития ландшафтов водосборного бассейна озера.

**Abstract.** The main positions of landscape's ecolimnology are considered. Landscape's or ecological limnology studies the lake as a water geosystem (limnosystem) developing in connection with lakeside landscapes, which are an integral part of the landscape structure of the territory. The bottom sediments accumulated in the lake basin during the existence of the lake contain different-quality information about the change in the state of the landscape environment in the lake basin during the entire life of the lake. Paleolimnological studies make it possible to reconstruct the history of development of the landscape of the catchment basin of the lake.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** озеро, лимносистема, озерный ландшафт, накопление, донные отложения, информация, палеолимнология

**Keywords:** lake, limnosystem, lake landscape, accumulation, bottom sediments, information, paleolimnology

**ВВЕДЕНИЕ** Согласно определению основателя альпийской школы озероведения - А.Фореля (1901), *лимнология* – это географическая наука, объединяющая физические, химические и биологические сведения об озере. Озеро – весьма распространенный географический объект ландшафтной структуры Земли. В соответствии с определением современной гидрологии суши, «озеро – это естественный водоем с замедленным водообменом, существующий в углублении рельефа поверхности суши, не имеющий непосредственной связи с Мировым океаном» [1]. В ландшафтоведении – озеро обычно рассматривается как *аквальная экосистема* в окружающем ландшафте на уровне водного урочища. *Ландшафтно-экологическая лимнология* изучает озеро как *водную геосистему (лимносистему)*, как природную накопительную систему, развивающуюся во взаимосвязи с окружающей ландшафтной средой, представляющую составную часть ландшафтной структуры территории [2].

**МЕТОДЫ ЛАНДШАФТНЫХ ЭКОЛИМНОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ** Ландшафтные эколимнологические исследования включают комплекс гидрологических, гидробиологических, ландшафтных, геоморфологических, геохимических, литологических, палеоэкологических, палеолимнологических и некоторых других аналитических методов, позволяющих дешифровать современную экологическую и палеогеографическую информацию, содержащуюся в водной среде, в формах рельефа берегов озера и ландшафтов бассейна и в донных отложениях озер.

### ОЗЕРО КАК ЛИМНОСИСТЕМА В СТРУКТУРЕ ЛАНДШАФТОВ

*Лимносистема* представляет собой сложную гетерогенную структуру. Она состоит из: озерной котловины, сложенной коренными горными породами; водной массы, заполняющей эту котловину; животных и растительных организмов (гидробионтов), населяющих водную массу; донных озерных отложений разного генезиса, выстилающих дно озерной котловины. В ландшафтном от-

ношении каждая *озерная геосистема* средней площади чаще всего рассматривается как «озерное урочище» в структуре ландшафтов водосборного бассейна. Высокая *озерность* или скопление озер на определенной территории характеризует собой *озерный ландшафт* (например, Карельский перешеек в Ленинградской области, Республика Карелия, Финляндия). *Озёрность ландшафта* – это отношение суммарной площади поверхности озер к площади окружающей ландшафтной территории, выраженная в %. (например, озерность территории Финляндии достигает 20%). В ландшафтоведении обычно не рассматриваются подводные, субаквальные ландшафты и урочища как продолжение наземных ландшафтных структур. Поэтому на ландшафтных картах площади озер выделяются упрощенно, одним цветом (*голубым* - пресноводные или *розовым* - солоноводные). Ландшафтная лимнология изучает озерные (аквальные) геосистемы, как часть структуры окружающих ландшафтов, с учетом круговорота вещества и энергии и коэволюции озерных геосистем с ландшафтами водосборного бассейна. Исследуется комплекс рельефа и осадков озерной котловины, отражающий происхождение и историю развития озера, подводные и прибрежные растительные сукцессии в котловине озера и на территории водосбора для выяснения особенностей их эволюции в ходе геологического и исторического развития [3].

### **ОЗЕРА–НАКОПИТЕЛЬНЫЕ ГЕОСИСТЕМЫ**

Природная функция озерных котловин состоит в *накоплении* водных масс и озерных осадков. Накопление вещества и энергии в водоёме сопровождается накоплением информации о палеогеографических условиях “среды обитания” озерной геосистемы. Водные массы озера характеризуются постоянным обновлением, как в проточных, так и в бессточных озерах (через русловой и подземный сток и испарение с поверхности водоема). Озерные осадки накапливаются в озерной котловине постоянно в течение всей геологической истории водоема. Со временем они способны заполнить котловину. Поэтому озера рассматриваются, как природные *расходно-накопительные* системы. В зависимости от размеров озерной котловины (площади и глубины), время существования большинства озер (лимносистем) обычно исчисляется первыми десятками тысяч лет. Крупные глубоководные озера (Байкал, Танганьика, Великие Американские озера, Ладога, Онега и др.) существуют сотни тысяч и миллионы лет. Формирующиеся в озерной котловине донные отложения поступают в озеро разными путями: воздушным (пыль), водным (речные наносы, аллювий), образуются внутри водоема в результате разложения биомассы гидробионтов (это – сапропели и торф). Геохимический состав и строение осадков, скорость осадконакопления изменяются в процессе геологической эволюции озера. В конечном итоге развития озера его котловина заполняется минеральными и органическими веществами, *аллохтонного* (внешнего) и *автохтонного* (внутреннего) происхождения. По мере накопления донных отложений глубина озера уменьшается, объем водной массы сокращается, биомасса гидробионтов возрастает, озерная котловина заполняется минеральными и органическими веществами – продуктами руслового стока и распада органического вещества гидробионтов.. По мере увеличения первичной продукции и общей биопродуктивности и биомассы гидробионтов в озере, в результате жизнедеятельности организмов растет содержание растворенных органических веществ в водной массе (преимущественно азота (N) и фосфора (P), иногда - серы (S)) [4,5]. В начале XX века А. Тинеман (Германия) и Э. Науман (Швеция) показали возможность подразделения водоёмов на биолимнологические типы по степени кормности (трофии)[6,7]. В ходе развития лимносистемы наблюдается эволюционный процесс *природного евтрофирования* озер: переход водных массы озер из *олиготрофного* (малокормного), в *мезотрофное*, в *евтрофное* (многокормное) состояния, занимающий тысячи лет [8]. В результате своего развития озерная котловина заполняется осадками, заболачивается, в ней начинается процесс торфообразования и озеро превращается в болото. Так происходит эволюционный переход озерной формации в болотную.

**ЗОНАЛЬНЫЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ НАКОПЛЕНИЯ ВЕЩЕСТВА В ОЗЕРАХ** Зональные характеристики озерных экосистем и закономерности круговорота вещества и энергии в озерных рассматривались в классических работах [1,9]. Характер накопления вещества в озерных котловинах обусловлен особенностями сезонного стока, водным балансом водоемов и формой котловины. В *гумидных* ландшафтах тундры, лесотундры, лесов умеренного пояса и лесостепи, во влажных тропиках, в результате накопления вещества в озерных котловинах, обычно сокращается объем водной массы озер и *проточные* пресноводные водоёмы, как правило, заболачиваются и преобразуются в торфяники и верховые болота. В *аридных* ландшафтах сухих тропиков, степей и пустынь, повсеместно распространены *бессточные*, солоноводные озера. Их развитие сопровождается

накоплением минеральных солей в донных отложениях. Такие лимносистемы (галинного типа) в ходе эволюции преобразуются в солончаки. Колебания увлажненности климата могут изменять направленность процессов в озерах [10].

**ИНФОРМАЦИОННАЯ СУЩНОСТЬ НАКОПЛЕНИЯ ВЕЩЕСТВА В ОЗЕРАХ** Донные отложения, накопленные в озерной котловине содержат разнокачественную *информацию* об изменении состояния ландшафтной среды в бассейне озера на протяжении всего времени существования водоёма. Качество водных масс, видовой состав гидробионтов, и особенно – состав и строение донных отложений, несут комплекс информации об особенностях долговременных изменений природной среды: солнечной радиации, жидкого и минерального стока, состава растительности на водосборе озера, стихийных природных процессов и, наконец, антропогенных воздействий. Нельзя не отметить, что химический (ионный) состав водных масс и степень минерализации вод озера могут нести информацию, например, об особенностях климата и геохимического фона водосбора, о поступающих в озеро атмосферных и водных загрязнениях природного и антропогенного характера, что и влияет на химический состав и минерализацию и озерных вод и донных осадков озера. [1,9]. В отличие от водных масс, донные озерные отложения, аккумулируемые год за годом, создают непрерывную летопись фоновых природных условий, отражают длительные по времени изменения природных процессов, могут сохранять следы разных катастрофических событий в бассейне озера, которые сопутствовали жизни и эволюции лимносистемы. Поэтому озеро и его водосбор исследователи рассматривают как единую сопряженную природную систему [3]. Все *информационные сигналы*, приходящие из окружающей среды на определенных отрезках времени, фиксируются в водной массе озера, трансформируются и накапливаются в донных отложениях озера, составляя информационную базу для палеолимонологических исследований и разработки палеогеографических реконструкций (Рис.1).

Однако, наблюдаемые в настоящее время свойства водной массы озера содержат информацию лишь о *современном* экологическом состоянии озерной экосистемы и ее водосбора. Эта информация дешифрируется на основе гидрологических и гидрохимических методов исследований, увязывается с данными климатологических наблюдений [9]. В отличие от водных масс, рельеф берегов, террасы озера – отражают изменения водного баланса и колебания уровня озера, могут характеризовать более длительное по времени развитие климатической системы (похолодание или потепление). Ежегодно откладывающиеся слои донных отложений озера сохраняют информацию о палеоклиматических и палео-гидрологических процессах и явлениях, происходивших в ландшафтах водосборного бассейна [11].



**Рис.1.** Основные внешние информационные сигналы, поступающие в озерную накопительную систему (лимносистему)

**ДИАГНОСТИКА УСЛОВИЙ НАКОПЛЕНИЯ ВЕЩЕСТВА, ЭНЕРГИИ И ИНФОРМАЦИИ В ОЗЕРАХ.** Главная природная функция озерных котловин – накопительная. Они являются коллекторами и накопителями разнообразного материала, который транспортируется и накапливается на дне озерной котловины в ходе длительного процесса стока и *седиментации* – осаждения озерных отложений. В итоге это приводит к заполнению озерной котловины аллохтонными и автохтонными осадками и превращению озера в болотную или зандровую (в горных условиях) природ-

ную формацию. Этот геологический процесс озерной седиментации происходит на фоне колебаний климата, тектонических и вулканических проявлений, изменений характера растительности и ландшафтов на водосборе озера под влиянием природных и антропогенных факторов. Все изменения природной среды, в которой существовало озеро (климатические, гидрологические, литологические, тектонические и др.) так или иначе, отражаются на водном балансе озера и процессах седиментации, формируя разнокачественную *горизонтальную слоистость* озерных донных отложений (Рис. 2).



**Рис.2.** Обнажение озерно-ледниковых слоистых отложений в бассейне Ладожского озера (фото Н.Н.Верзилина)

Нарушение горизонтальной слоистости озерных отложений на отдельных участках озерной котловины, включения валунов, может свидетельствовать о проявлении локальных стихийных процессов (землетрясениях, подводных оползнях и др.) [12]. Состав и строение донных отложений - (гранулометрический и химический состав отл., споры и пыльца, диатомеи, плоды растений, раковины и створки моллюсков, фрагменты растительности, чешуя рыб и др. погребенные остатки) – основа реконструкции палеоэкологических условий развития лимносистем. Для изучения образцов с разных горизонтов донных осадков применяют бурение донных отложений озер или послойный отбор образцов из береговых обнажений древних озерных осадков. Извлечением и расшифровкой этой информации о геологическом и историческом прошлом озер с помощью разных аналитических методов (минералогических, геохимических, палеобиологических, палеогеографических и др.), которые позволяют выявить важнейшие изменения климата, водного баланса и структуры растительности в бассейне озера в прошлом занимается наука *палеолимнология*. [13-15]

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

1. Озеро, озерная геосистема или *лимносистема* зарождается и развивается в определенной ландшафтной среде и обладает способностью накапливать, перерабатывать и сохранять в *информацию* о природных и антропогенных изменениях в озерной котловине и в окружающих ландшафтах.
2. Основная палеогеографическая информация об особенностях эволюции и истории развития лимносистемы сохраняется в рельефе берегов и в донных отложениях озера и может быть дешифрована с помощью палеолимнологических методов. Наличие органических остатков в озерных отложениях позволяет получить абсолютные датировки возраста отдельных слоев (по  $C^{14}$ ).
3. В последнее время палеолимнологическая информация из разных регионов мира становится всё более востребованной исследователями в связи с современными изменениями климата и ландшафтов, а также в связи с актуальными проблемами прогнозирования развития природных систем и возможных последствий антропогенного воздействия на ландшафты и лимносистемы.

## ЛИТЕРАТУРА

- [1] Богословский Б.Б. 1960. Озероведение. Л. 335 с.
- [2] Севастьянов Д.В. Осадконакопление в горных озерах Центральной Азии, как отражение денудации гор. // Известия РГО, т. 134, 2002, вып.2. с. 31-40.
- [3] Драбкова в.г., Сорокин И.Н. 1979. Озеро и его водосбор - единая природная система. Л., Наука. 256 с.
- [4] Винберг Г. Г 1960. Первичная продукция водоемов. Минск, Изд.АН БССР- 329 с.
- [5] Китаев С.П. , 2007. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: Карельский Научный Центр РАН 395 с.

- [6]Thienemann A. 1925. Die Binnengewasser Mitteleuropas. Binnengewasser. 1: 1-255.
- [7]Naumann E. 1932. Grundzuge der regionale Limnologie. Binnengewasser. 11: 291-323.
- [8]Науменко М.А. 2007. Эвтрофирование озер и водохранилищ. СПб: Изд. РГГМУ, 100 с.
- [9]Хатчинсон Д. 1969. Лимнология. М. : Прогресс. 592 с.
- [10]Теоретические вопросы классификации озёр. 1993.СПб: Наука. 192с.
- [11] Субетто Д.А. 2009. Донные отложения озер: палеолимнологические реконструкции. СПб. Изд. РГПУ им. А.И.Герцена. 339 с.
- [12]Верзилин Н.Н., Севастьянов Д.В. 2001. Следы голоценовых землетрясений в Приладожье. // Доклады РАН, том 381, №2, С. 255-258.
- [13]Tarasov P., Pushenko M., Harrison S., Subetto D. et all. 1996. Lake Status Record from Former Soviet Union and Mongolia: Documentation of the Second Version of Database/ Second version // Publ. Ser. Report No.5/ Boulder, Colorado, USA. 224 p.
- [14]Prentce C., Jolly D., Tarasov P. , Sevastyanov D., et. all. 2000. Mid-Holocene and glacial maximum vegetation geography of the Northern continents and Africa (BIOME-6000) //Journal of Biogeography, 27, p. 507-519.
- [15]Tarasov P., Volkova E., Webb T., Guiot J., Andreev A., Sevastyanov D., et. all. 2000. Last glacial maximum biomes reconstructed from pollen and plant macrofossil data from Northern Eurasia // Journal of Biogeography. 28, P. 609-620

**Chapter II/94: WATER QUALITY IN SIBERIAN LOWLAND  
CATCHMENTS – MEASUREMENT CAMPAIGNS AND ASSESSMENT**

**Глава II/94: Качество воды в низменных водосборах Сибири: циклы измерений и оценка**

**Jens Kiesel<sup>\*1,2</sup>, Yvonne Conrad<sup>1</sup>, Hasmik Marciniak<sup>1</sup>, Artyom Sheludkov<sup>3</sup>, Katya Abramenko<sup>3</sup>,  
Matthias Conrad<sup>1</sup>, Nikolai Tretyakov<sup>3</sup>, Tatyana Veshkurseva<sup>3</sup>, Vitaliy Khoroshavin<sup>3</sup>, Andrei  
Tolstikov<sup>3</sup>, Britta Schmalz<sup>4</sup>, Nicola Fohrer<sup>1</sup>**

DOI 10.25680/3313.2018.18.60.191

\*Email: [jkiesel@hydrology.uni-kiel.de](mailto:jkiesel@hydrology.uni-kiel.de)

1.Christian-Albrechts-University Kiel, Department of Hydrology and Water Resources Management, Germany

2.Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries (IGB), Dep. of Ecosystem Research, Germany

3.Tyumen State University, Department of Physical Geography and Ecology, Russia

4.Technische Universität Darmstadt, Chair of Engineering Hydrology and Water Management, Germany

**ABSTRACT.** The southern part of the Western Siberian Lowland is both intensively agriculturally used and vulnerable to climate change. Therefore, it is important to understand the hydrological processes and to entangle the effects of climate and land use on water balance and water quality. Detailed land use mapping and multiple measurement campaigns prior, during and after the snowmelt have been carried out to observe water quantity and quality on the plot scale and in two mesoscale catchments. The snowmelt peak is the most important hydrological event of the year, mostly causing a dilution of major ions and inorganic nutrients in river water. The results lead to an improved understanding of the snowmelt processes on different scales and show a spatial distribution of soil water and stream water quality, both important aspects for modelling the current conditions and future impacts of climate- and land use changes.

**Резюме.** Южная часть Западно-Сибирской низменности интенсивно используется в сельском хозяйстве и уязвима к изменению климата. Поэтому важно понимать гидрологические процессы и связывать эффекты климата и землепользования на водный баланс и качество воды. Для наблюдения за количеством и качеством воды в масштабе участка и в двух водосборах среднего масштаба были составлены подробные карты землепользования и выполнено несколько циклов измерений до, во время и после снеготаяния. Пик снеготаяния является самым важным гидрологическим событием года, которое в первую очередь вызывает разбавление концентрации основных ионов и элементов минерального питания в речной воде. Результаты обеспечивают лучшее понимание процессов снеготаяния в разных масштабах и показывают пространственное распределение качества воды в почве и водотоках, что относится к важным аспектам для моделирования как нынешних условий, так и будущих воздействий изменений климата и землепользования.

**KEYWORDS:** physicochemical water quality, snowmelt, Western Siberian Lowlands, land use

**Ключевые слова:** физико-химическое качество воды, снеготаяние, Западно-Сибирская низменность, землепользование

## INTRODUCTION

The Western Siberian grain belt is located in the southern part of the Western Siberian lowland, which is at the same time a region of global significance regarding carbon storages and biodiversity due to its wetlands. Climate and land use change impact water quantity and -quality and can lead to conflicts in the distribution of resources between agriculture and environmental protection. It is projected that climate change will most likely impact the ecological, economical and social conditions in the Western Siberian Lowland [1]. Changes in the amount of precipitation, winter temperatures [2], snow cover [3], discharge regime [4] and intensification of droughts [5] are possible, but their impact on the regional water and nutrient balances are still unclear. An intensification of agricultural practices in the region, e.g. on existing arable land, but also through plowing pasture, are likely future scenarios. To be able to depict such impacts, current conditions and processes need to be investigated, understood, and modelled. The main objective of this study is the analysis and assessment of the regional water- and nutrient balance. Therefore, discharge and water quality parameters need to be observed in different catchments and scales.

## STUDY AREA

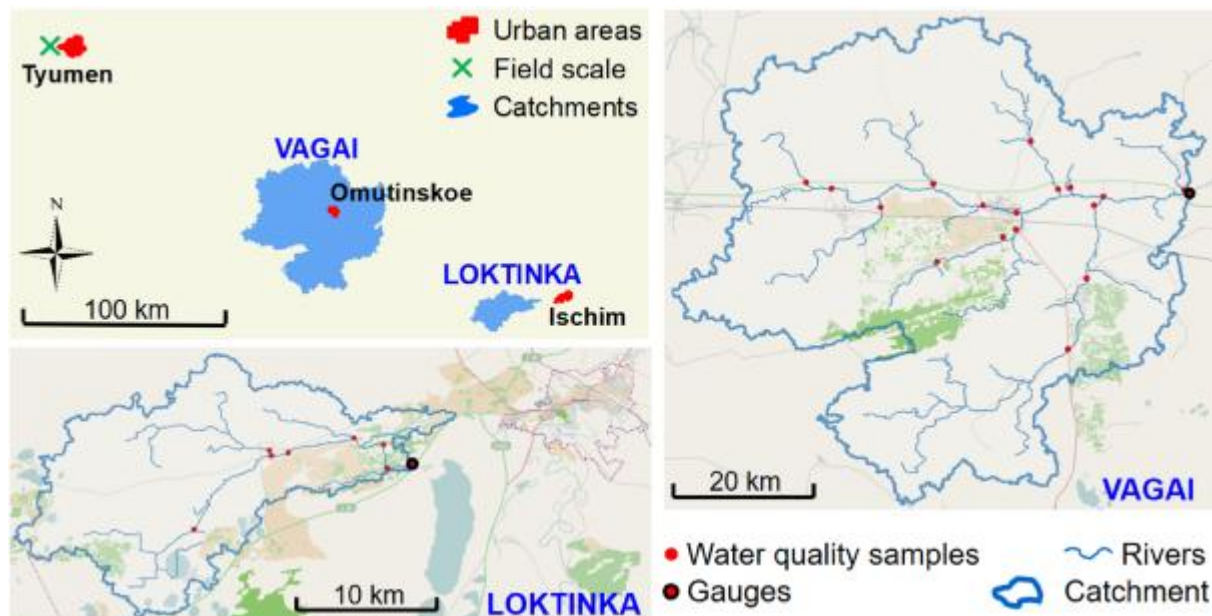
Field investigations have been carried out on the plot and catchment scales in the Western Siberian Lowland in the Oblast Tyumen near the cities of Tyumen, Omutinskoe and Ischim (Figure 1). The plot investigations were carried out east of the city of Tyumen on test areas of the Agricultural University Tyumen and in the two mesoscale catchments, Loktinka (334 km<sup>2</sup>) and Vagai (2,851 km<sup>2</sup>). The region is located at the transition of the West Siberian Taiga, Pre-Taiga and Forest-Steppe ecoregions [7] where a semi-humid to semi-arid continental climate prevails, with average daily temperatures of -14°C in winter and 17.5°C in summer. Annual precipitation in the region averages 470 mm [8]. Major landuses are agriculture and pasture with around 50% - 55% as well as forests with 24% to 32% [9]. Major soil types are Phaeozems and Luvisol Greyic Sodic soils, which have good physical properties for crop production and a high available water capacity. Histosols are present as well as Gleyic Solonetz. The latter are saline soils that can be attributed to increasing aridity [10]. Runoff coefficients range between 0.6 to 23.4% with a distinct snowmelt peak in April and May [11].

## METHODS

The measurement campaigns were carried out in 2013. On the plot scale, three locations (arable land, meadow, forest) spaced approximately 300m apart have been equipped with in-situ data loggers from TB Conrad. The loggers have been used with combined soil moisture and soil temperature sensors (Delta-T) as well as ceramic suction cups (UMS) to collect soil water. Holes have been dug in the still frozen topsoil and the sensors were sluced in different transects and depths, ensuring contact to the soil. On the catchment scale, automatic water level pressure sensors (Dipper-PT, SEBA Hydrometrie) were installed at the catchment outlets to observe streamflow. At the river banks, holes have been cut in the ice of the frozen rivers through which the sensors were lowered to the river bed. The sensor cables were protected from floating ice and debris by iron pipes which also helped fixing the sensor at the location. Using known stage-discharge relationships, discharges could be calculated from the observed water levels which were logged in hourly intervals. Spatially distributed water quality samples have been collected at defined



points which were selected considering land use, topography and the river network to obtain a representative distribution of measurements over the catchments (Figure 1). In-situ parameters water temperature, oxygen, electrical conductivity and pH were directly measured using the Multimeter 340i (WTW) with Cellox 325, TetraCon 325 and SenTix 41 sensors. Water samples from the plot scale, obtained from the suction cups, and samples collected from the streamflow were analysed in the laboratory of Tyumen State University for the parameters nitrate ( $\text{NO}_3\text{N}$ ), ammonium ( $\text{NH}_4\text{N}$ ), total nitrogen (TN), phosphate ( $\text{PO}_4\text{P}$ ), total carbon (TC), dissolved carbon (DC) and suspended matter.



**Figure 1** – Location of the Vagai and Loktinka catchments near the city of Tyumen, including water quality sample locations and discharge gauges, background image Open Street Map.

## RESULTS AND DISCUSSION

Soil moisture on the plot scale has been observed from end of April to beginning of September 2013. Differences can be observed between the different land uses, with the driest conditions under arable land (Figure 2). Main reasons for that are the selection of exposed and elevated location for agricultural areas to increase drainage and to improve soil trafficability after the snowmelt. Figure 2 also shows that even intense rainfall events during the summer do not increase soil moisture significantly, which is due to the high evaporation pressure and clay contents higher 35 Mass.%.

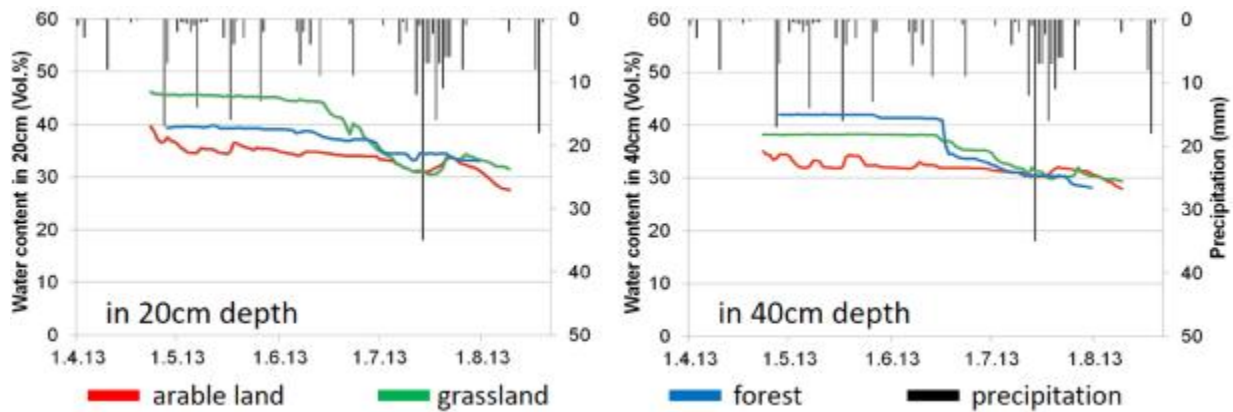
Measured mineral and total nitrogen concentrations in the collected soil water on the plot scale showed comparably low nitrogen concentrations during snow melt in spring 2013. Increased variability was found for measured  $\text{NO}_3\text{N}$  with significant influence on total N concentrations (Table 1, first row).

On the catchment scale, discharges in Loktinka and Vagai were observed and are shown in Figure 2. The extensive snowmelt peak is clearly visible, which is followed by a distinct recession period over the remaining part of the spring and summer. Even strong rain events during the summer period do not cause a change in this receding trend (Figure 2) due to the strong evaporation pressure, available soil storage and low hydraulic gradients. This observation is in agreement with results obtained from the plot measurements (Figure 1).

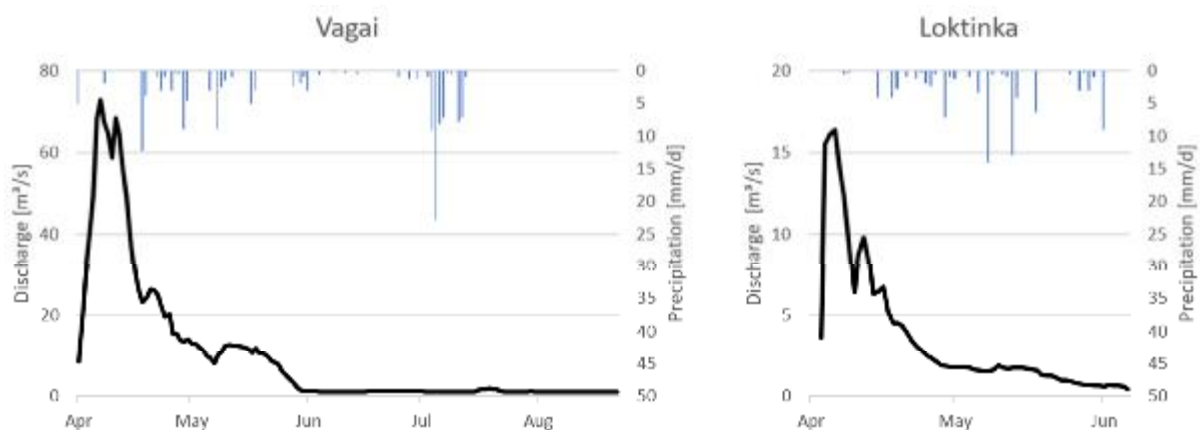
Water quality components show a distinct difference before and after the snowmelt: All concentrations of ammonium, nitrate and phosphate (Table 2) are lower after the snowmelt. This is probably due to dilution induced by snowmelt water. Concentrations are generally higher in the Vagai than in the Loktinka.

In-situ measurements at the catchment scale (Loktinka and Vagai) show diverging oxygen concentrations: 36 % of the samples had a concentration of more than  $8 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ , and in further 34 % of the samples, more than  $6 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  were measured. Concentrations were low to very low at springs and outlets, as well as along the courses of several tributaries. The pH-values were around 8, indicating slightly alkaline conditions. Electric conductivity was mostly above  $1000 \mu\text{S cm}^{-1}$ , suggesting that the sum of dissolved major ions is very high. These dissolved elements in the rivers of the lowland area are primarily due to

the semi-arid to sub-humid climate conditions, high groundwater levels and mineral-rich soils or alkaline bedrock [12]. Due to warming of the soil and the snowmelt in spring, minerals from the soil are dissolved and transported to the streams, followed by a respective dilution. In addition, in summer, evaporation is higher than precipitation, which leads to an upwards movement of soil water and minerals which can lead to naturally occurring mineral-rich soils. On the other hand, anthropogenic influence through untreated wastewater influx may be a further possibility.



**Figure 2** – Temporal distribution of soil moisture in 20cm and 40cm depths under three different land uses.



**Figure 3** – Observed discharges in the Vagai and Loktinka catchments during the snowmelt period 2013

## CONCLUSIONS

The main conclusions of the study are:

1. Soil moisture and streamflow are mainly governed by snowmelt in spring and both are not significantly impacted by precipitation events during the summer due to the high evaporation pressure and soil water storage.
2. The observations represent an important foundation for modelling studies [13].
3. This makes the region vulnerable to salinization especially outside wetlands, i.e. peatlands and floodplains. Characteristics of local salinization become visible due to high electric conductivity values in streamflow as well as from locally observed reduced plant growth and barren land with a crusty surface.
4. Reason for elevated nitrogen concentrations on the plot scale ( $>5 \text{ mg N L}^{-1}$ ) was the high share of fertilized arable land near the plot trials in contrast to observations on catchment scale with higher proportions of wetlands, grassland, forest. Measured mineral N concentrations in soil water below grassland and forest ranged from  $0.2\text{-}0.4 \text{ mg N L}^{-1}$ , which was comparable to observations after snow melt on the catchment scale.

5. Headwaters of the investigated rivers mainly originate from peatland areas with high soil organic matter that is often vulnerable to decomposition and mineralization during droughts accompanied by forest fires. For this reason, certain amount of dissolved N originates undoubtedly from N dynamics of wetlands in general. This was confirmed by observed N concentrations in the headwater of particular main tributaries that were higher than or at the same level further downstream.

**Table 1** – Measured water quality components [ $\text{mg L}^{-1}$ ] of seepage water after the snowmelt on the plot scale (first row) and in Vagai and Loktinka catchments before and after the snowmelt 2013.

| Concentrations in $\text{mg L}^{-1}$ |             | Ammonium |       | Nitrate |       | Phosphate |       |
|--------------------------------------|-------------|----------|-------|---------|-------|-----------|-------|
|                                      |             | Max      | Mean  | Max     | Mean  | Max       | Mean  |
| Plot scale                           | After melt  | 0.46     | 0.32  | 22.9    | 7.8   | 0.05      | 0.03  |
| Loktinka                             | Before melt | 1.523    | 1.127 | 3.512   | 2.039 | 0.063     | 0.028 |
|                                      | After melt  | 0.897    | 0.568 | 1.397   | 0.326 | 0.004     | 0.001 |
| Vagai                                | Before melt | 3.689    | 2.080 | 3.984   | 1.044 | 0.381     | 0.074 |
|                                      | After melt  | 1.638    | 0.883 | 0.710   | 0.273 | 0.035     | 0.008 |

## REFERENCES

- [1] IPCC (2013) *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, Cambridge.
- [2] Fallot J-M, Barry RG & Hoogstrate D (1997) Variations of mean cold season temperature, precipitation and snow depths during the last 100 years in the former Soviet Union (FSU). *Hydrological Sciences Journal* 42(3): 301–327.
- [3] Bulygina ON, Groisman PY, Razuvaev VN & Korshunova NN (2011) Changes in snow cover characteristics over Northern Eurasia since 1966. *Environmental Research Letters* 6(4): 045204, DOI: 10.1088/1748-9326/6/4/045204.
- [4] Dai A, Qian T, Trenberth KE & Milliman JD (2009) Changes in continental freshwater discharge from 1948 to 2004. *Journal of Climate* 22(10): 2773–2792, DOI: 10.1175/2008JCLI2592.1.
- [5] Dai A (2012) Increasing drought under global warming in observations and models. *Nature Climate Change* 3(1): 52–58, DOI: 10.1038/NCLIMATE1633.
- [6] Shiklomanov AI, Lammers RB, Lettenmaier DP, Polischuk YM, Savichev OG, Smith LC & Chernokulsky AV (2013) *Regional Environmental Changes in Siberia and Their Global Consequences* (Google eBook). In: Groisman PY & Gutman G (eds.): *Regional Environmental Changes in Siberia and Their Global Consequences*. Springer Environmental Science and Engineering, 111–154.
- [7] WWF (2014) *The Terrestrial Ecoregions of the World Base Global Dataset*. World Wildlife Fund Conservation Science Data and Tools. <http://www.worldwildlife.org/pages/conservation-science-data-and-tools>.
- [8] NOAA (2013) *National climatic data center, precipitation and temperature data*. National Oceanic and Atmospheric Administration. <http://www.ncdc.noaa.gov>
- [9] Völker A, Bicsan A (2011) Supervised Classification of LANDSAT5 images (acquisition date: May 2009, 30 m per pixel), EFTAS GmbH, Münster/Germany.
- [10] ISRIC (2014) *World Soil Information*. <http://www.isric.org>, (accessed 09/2014).
- [11] MDHS (1961-1988) *Hydrological Yearbooks*. Main Department of the Hydrometeorological Service, Council of Ministers, Russia.
- [12] Miller JJ, Brierley JA (2011) Solonchic soils of Canada: Genesis, distribution, and classification. *Can. J. Soil Sci.* 91: 889–902, DOI: 10.4141/CJSS10040.
- [13] Kiesel J, Pfannerstill M, Schmalz B, Khoroshavin V, Sheludkov A, Veshkurseva T, Fohrer N. 2017. Modelling of hydrological processes in snowmelt-governed meso-scale catchments of the Western Siberian Lowlands. *International Journal of Hydrology Science and Technology*, DOI: 10.1504/IJHST.2018.10007182.

**Chapter II/95: NUTRIENT FLUXES IN LANDSCAPES OF NORTHEASTERN GERMANY**  
**Глава II/95: Потоки элементов питания в ландшафтах северо-восточной Германии**

**Petra Kahle\*<sup>1</sup>; Andreas Bauwe<sup>1</sup>; Bernd Lennartz<sup>1,2</sup>**

DOI 10.25680/7267.2018.46.54.192

\*Email: [petra.kahle@uni-rostock.de](mailto:petra.kahle@uni-rostock.de)

1.University of Rostock, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, Justus-von-Liebig-Weg 6, 18059 Rostock, Germany

2.DWA, German Association for Water, Wastewater and Waste, Theodor-Heuss-Allee 17, 53773 Hennef, Germany

**ABSTRACT.** Hydrological and solute transport processes have been studied in an agricultural used lowland catchment in northeastern Germany for more than 15 years. The research focusses on the pathways of nutrients, in particular nitrogen and phosphorus, from the soil to surface water bodies. The catchment is instrumented with gauging stations and sampling devices to evaluate solute transport pathways (e.g., tile-drainage flow). Research results reveal that both hydro-meteorological conditions and hydraulic properties of the soil govern nutrient leaching, whereas the nutrient status of the soil and the fertilization regime play only a minor role. The widespread artificial drainage systems were identified as the main transport pathways for nitrogen and phosphorus and mitigation strategies should be developed accordingly. Our experiences indicate that long term data sets are advisable to fully understand the causal relationships of the highly dynamic nutrient leaching patterns in space and in time.

**Резюме.** Были изучены гидрологический режим почв и процессы транспорта почвенного раствора в почвах, используемых в сельском хозяйстве. Исследования проводились в течение 15 лет на равнинной территории северо-восточной Германии. Особое внимание уделено проблеме выноса азота и фосфора из почвы в поверхностные воды, для чего на опытном участке была установлена аппаратура для забора проб и измерения водного потока, например, потока через закрытый дренаж. Результаты исследований подтверждают решающую роль климатических условий и гидрологических свойств почв, в то время как содержание питательных элементов в почве и внесение удобрений имеют только второстепенное значение. Исследования показали, что основным путем миграции азота и фосфора в почвенном растворе являются дренажные системы опытного участка. В связи с этим необходимо разрабатывать мероприятия по сокращению загрязнения поверхностных вод. Многолетние исследования являются важным инструментом для изучения процессов и динамики, а также для выяснения причин выноса азота и фосфора из почвы.

**KEYWORDS:** agriculture, landscapes, drainage, nitrogen, phosphorus, water quality, diffuse pollution

**Ключевые слова:** сельское хозяйство, ландшафт, дренаж, фосфор, азот, качество воды, диффузные источники загрязнения

## **INTRODUCTION**

Nitrogen and phosphorus are major plant nutrients and thus frequently responsible for the eutrophication and ecological damage of rivers, lakes and seas [1]. In Germany, from 2012-2014 the total annual losses of nitrogen and phosphorus to inland surface water bodies from diffuse and point sources amounted to 487.000 t N a<sup>-1</sup> and 23.000 t P a<sup>-1</sup> [2]. Due to improved wastewater treatment, the nutrient emissions from point sources – mainly phosphorus and ammonium-nitrogen – have been considerably reduced during the last decades, whereas losses originating from diffuse sources remain on an undesirable and unexpected high level [2]. Today, agriculture is often responsible for the eutrophication of the surface water bodies. About 75% of the N and 50% of the P emissions in Germany can be attributed to agricultural activities [3]. In view of the fact that the nutrient levels in the Baltic Sea are still too high, a further reduction of nutrient losses in particular from agriculture is required to counteract eutrophication [4].

Tile drainage is a common agricultural practice to improve moisture and aeration conditions especially in lowland areas. It shortens the residence time of water in the soil and acts therefore as an important pathway for solutes – particularly nitrate- to surface water bodies [5]. The combination of tile drainage and preferential flow creates a direct link between nutrient-rich topsoils and the receiving water bodies [6]. In the federal state of Mecklenburg Western-Pomerania (northeastern Germany) 53% of the arable land and 83% of the grassland is drained by pipes or ditches [7]. The aim of this study is to investigate the dynam-

ics and the extent of nitrate and phosphorus losses in an artificially drained lowland catchment and the translation of the drainage signal to larger scales i.e. ditches, streams and rivers covering several years.

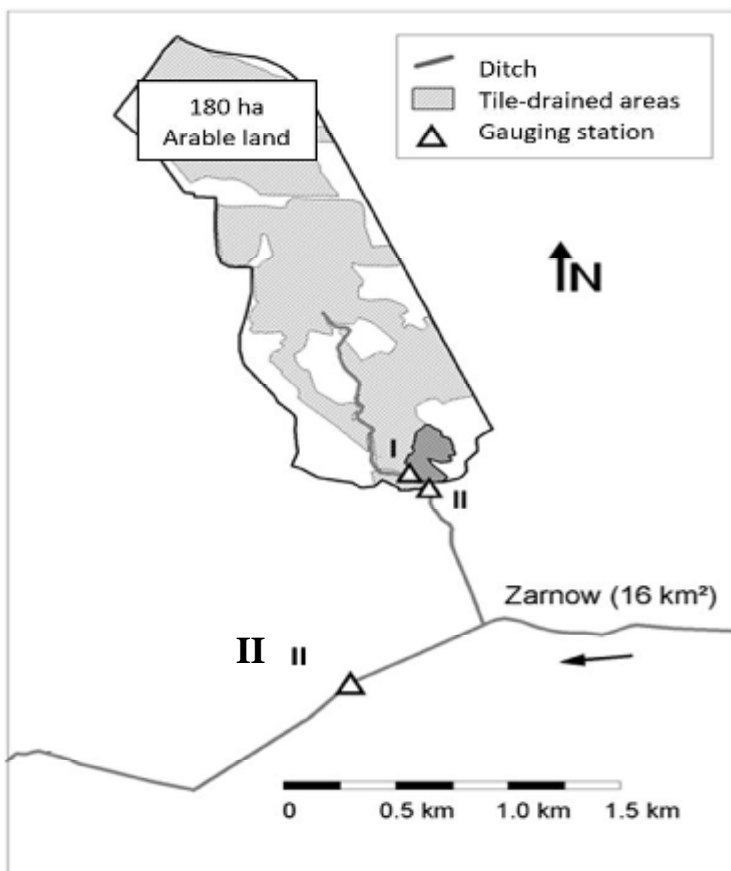
### STUDY SITE AND EXPERIMENTAL MONITORING

At the experimental field site Dummerstorf in the Federal State Mecklenburg Western-Pomerania (Germany), a hierarchical water quantity and quality monitoring setup was initiated in 2001. It is a small (16 km<sup>2</sup>) rural catchment of the brook Zarnow, a tributary of the river Warnow, which is discharging into the Baltic Sea. The lowland catchment is characterized by generally gentle slopes; long term annual precipitation, temperature and reference crop evapotranspiration are 665 mm, 8.2 °C, and 490 mm. Predominant soil units according to the World Reference Base for Soil Resources classifications [8] are Luvisols, Stagnosols and Gleysols. Tile drains usually transport water from December to April, because of a precipitation surplus caused by lower temperatures and low evapotranspiration rates.

The sampling setup comprises monitoring stations at a collector drain outlet (I), a ditch (II) and a brook (III).

The tile drainage plot at the collector drain outlet is 4.2 ha in size (12 – 14 m drainage spacing, 1.1 m drainage depths), the ditch a 179 ha catchment (around 80 % tile drainage, embedding catchment I), used for conventional crop production, and the catchment of the brook Zarnow (embedding catchments I and II) an extensively artificially drained area with tile and ditch drainage. Typical for northeastern Germany, land use in the Zarnow catchment is dominated by agriculture (48% arable land, 28% grassland and 14% forests).

Air temperature, precipitation and water level were recorded automatically in 15 min intervals and aggregated to hourly values. Streamflow was manually measured once a week to develop rating curves. Automatic ISCO-samplers took daily composite samples (3 h interval). Sampling density was reduced during low flow periods. All water samples were frozen at -20 °C until analysis. Nitrate was analyzed using ion chromatography, phosphorus was analyzed colorimetrically using spectography. Nitrate (NO<sub>3</sub>) and Orthophosphate-phosphorus (PO<sub>4</sub>-P) were determined at filtered samples, total phosphorus (TP) was determined at unfiltered samples.



**Figure 1** – Study site „Dummerstorf“ (Mecklenburg-Western Pomerania) [3].



## HYDROLOGY AND NITRATE (2003 - 2016)

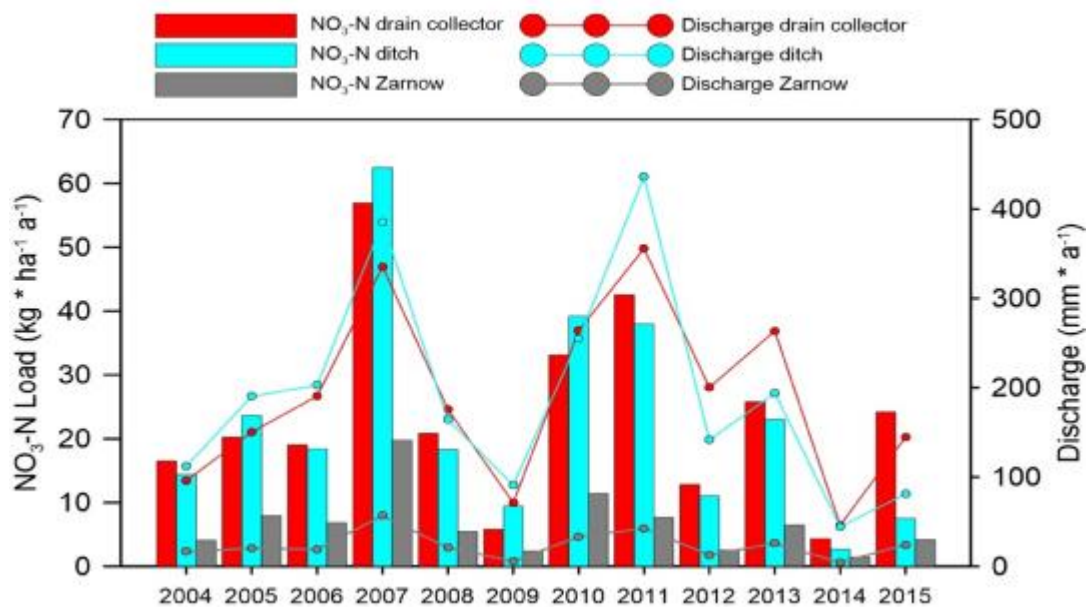
During all years, the concurrency of flow rates at the collector drain, the ditch and the brook Zarnow indicates the importance of tile drainage for flow generation at higher spatial scale. The lowest discharge was measured in the brook (Fig. 2), probably due to a significant discrepancy between surface and subsurface catchment boundaries. At all scales, summerly discharge and solute losses were of minor importance.

As the discharge, solute concentrations showed a similar and parallel pattern at all scales. Accordingly,  $\text{NO}_3\text{-N}$  concentrations were much higher during the winter months. At all stations, nitrate-nitrogen concentrations frequently exceeded the drinking water guidelines of  $11.3 \text{ mg l}^{-1}$ . However, there was a surprisingly strong relationship between nitrate-nitrogen concentration and discharge ( $R^2$  0.42...0.81). High solute losses always occurred at high flow rates. However, lower nitrate concentrations were observed at larger scales, mainly due to dilution by less polluted groundwater, land use diversity, aquatic plant growth and in-stream processes [9]. The concurrent patterns of the nitrate-nitrogen concentrations at the stations collector drain, ditch and brook Zarnow indicate, firstly, the importance of artificial drainage at larger scales and, secondly, a substantial nitrate enrichment of the soil.

The  $\text{NO}_3\text{-N}$  losses varied between 1 to  $62 \text{ kg (ha a)}^{-1}$ . Consequently,  $\text{NO}_3\text{-N}$  losses were higher in wetter and warmer years. The highest  $\text{NO}_3\text{-N}$  losses were recorded in 2007 (922 mm precipitation), the lowest  $\text{NO}_3\text{-N}$  losses in 2014 (518 mm precipitation). Surprisingly, relationships between the  $\text{NO}_3\text{-N}$  losses and the fertilization regime of the previous or the actual year were very weak and statistically not significant.

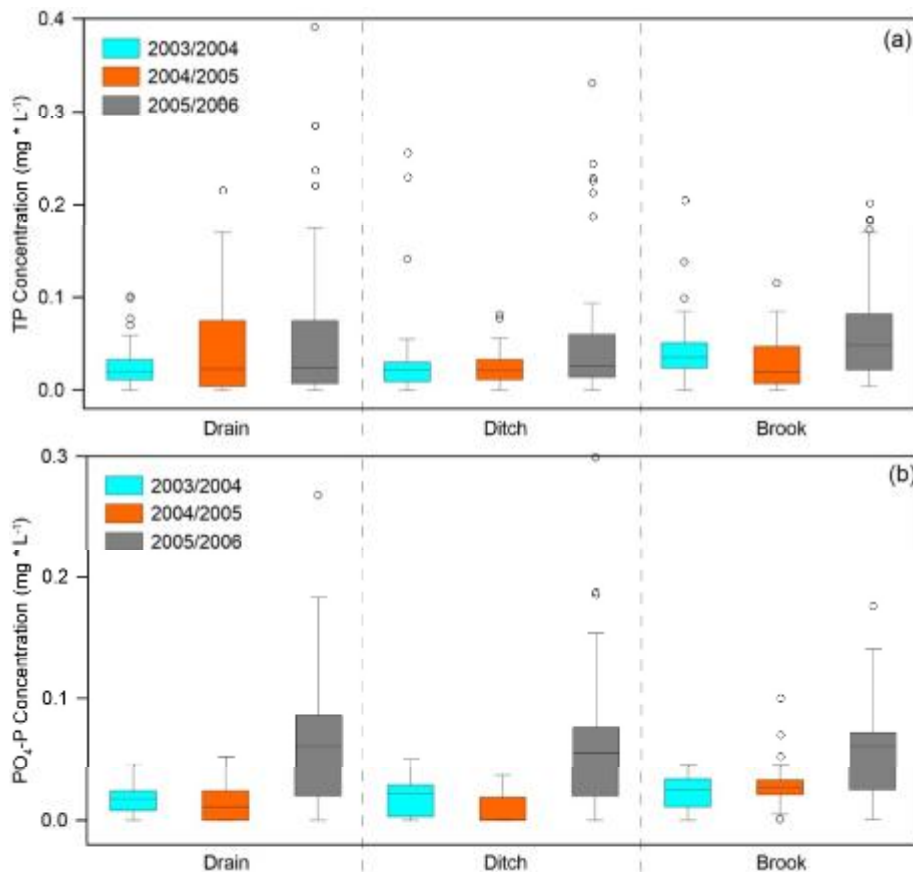
## HYDROLOGY UND PHOSPHORUS (2003 - 2006)

The concentrations of total phosphorus (TP) and Orthophosphate-P ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) varied considerably between and within the years and across the sampling stations. During the discharge periods 2003/04 and 2004/05, concentrations at the sampling stations collector drain, ditch and brook Zarnow were generally low. The 90<sup>th</sup> percentiles ranged between 0.043 and  $0.114 \text{ mg TP l}^{-1}$  as well as between 0.025 and  $0.041 \text{ mg PO}_4\text{-P l}^{-1}$ . The overall low concentrations may be explained by a combination of the low input of phosphorus fertilizers, the optimal phosphorus status of the soil and the hydrologic conditions during these 2 years without any surface runoff. During the winter of 2005/06, the concentrations at the sampling stations collector drain, ditch and brook Zarnow were significantly higher with 0.156-0.168  $\text{mg TP l}^{-1}$  and 0.094-0.124  $\text{mg PO}_4\text{-P l}^{-1}$  (90<sup>th</sup> percentile).



**Figure 2** – Annual nitrate loads and discharge at the tile-drain, the ditch, and the brook Zarnow from 2004 to 2015





**Figure 3** – Concentration of TP (a) and PO<sub>4</sub>-P (b) in the water of the tile-drained plot, the ditches of arable land and grassland and the brook Zarnow

At all stations and during each discharge period, concentrations occasionally exceeded the desired water quality targets ( $\leq 0.15 \text{ mg TP l}^{-1}$ ,  $\leq 0.10 \text{ mg PO}_4\text{-P l}^{-1}$ ). Elevated concentrations occurred over the course of intensive snowmelt events (February-March 2006) with peak concentration levels of  $0.201 \text{ mg TP l}^{-1}$  and  $0.175 \text{ mg PO}_4\text{-P l}^{-1}$ . The brook Zarnow shows the same concentration patterns as the sampling stations ditch and collector drain. This parallelism indicates that the drainage is important also for concentration dynamics at higher scale. Generally, phosphorus concentrations increased with discharge at all sites, although not during each single discharge event. The phosphorus losses per winter season were low, with a maximum of  $162 \text{ g TP ha}^{-1}$  and  $151 \text{ g PO}_4\text{-P ha}^{-1}$ . The study has shown that P losses are event-based and the occurrence of high P concentrations can be attributed to preferential flow. To sum up, TP and PO<sub>4</sub>-P concentrations are subject to a strong temporal variability and a spatial concurrency in this artificially drained lowland catchment dominated by agriculture [10].

## CONCLUSIONS

1. Artificial drainage dominates the hydrological dynamics in the Zarnow catchment and plays therefore the key role for nutrient transport from the soil into surface waters.
2. A remarkable spatial parallelism and a strong temporal (mainly seasonal) variability as well as an event based reaction of nitrogen and phosphorus concentrations and losses at three spatial scales are shown.
3. A low sampling (and discharge gauging) density is not sufficient for the identification of the relevant processes.

## REFERENCES

- [1] Sharpley, A.N., Bergström, L., Aronsson, H., Bechmann, M., Bolster, C.N., Börling, K., Djodjic, F., Jarvie, H.P., Schoumans, O.F., Stamm, C., Tonderski, K.S., Ulén, B., Uusitalo, R., Withers, P.J.A. 2015. Future agriculture with minimized phosphorus losses to waters: research needs and direction. – *Ambio* 44 (Suppl. 2), pp. 163–179.
- [2] UBA (Umweltbundesamt). 2017. *Gewässer in Deutschland: Zustand und Bewertung*. Dessau-Roßlau.

- [3]Fuchs, S., Weber, T., Wander, R., Toshovski, S., Kittlaus, S., Reid, L., Bach, M., Klement, L., Hillenbrand, T., Tettenborn, F. 2017. Effizienz von Maßnahmen zur Reduktion von Stoffeinträgen. – Endbericht. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Texte 05/2017. Dessau-Roßlau.
- [4]HELCOM, 2015. Updated Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC 5.5). Balt. Sea Environ. Proc. 145, 1–40.
- [5]Blann, K.L., Anderson, J.L., Sands, G.R., Vondracek, B. 2009. Effects of agricultural drainage on aquatic ecosystems – a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 39, pp. 909–1001.
- [6]Stamm, C., Flühler, H., Gächter, R., Leuenberger, J., Wunderli, H. 1998. Preferential transport of phosphorus in drained grassland soils. *Journal of Environmental Quality* 27, pp. 515–522.
- [7]Koch, F., Kückler, A., Mehl, D., Hoffmann, T.G. 2010. Ermittlung von Art und Intensität künstlicher Entwässerung von landwirtschaftlichen Nutzflächen in Mecklenburg-Vorpommern. In: Kaiser, K., J. Libra, B. Merz, O. Bens & R.F. Hüttl (Eds.). *Aktuelle Probleme im Wasserhaushalt von Nordostdeutschland: Trends, Ursachen, Lösungen*. Scientific Technical Report 10/10. Deutsches GeoForschungsZentrum, Potsdam.
- [8]FAO, 1998. World reference base for soil resources World Soil Resources Reports 84. International Society of Soil Science, Rome, Italy, p. 187.
- [9]Tiemeyer, B., Kahle, P., Lennartz, B. 2006. Nutrient losses from artificially drained catchments in North-Eastern Germany at different scales. *Agricultural Water Management* 85, pp. 47–57.
- [10]Tiemeyer, B., Kahle, P., Lennartz, B. 2009. Phosphorus losses from an artificially drained rural lowland catchment in North-Eastern Germany. *Agricultural Water Management* 96, pp. 677–690.

## **Глава II/96: ПРИНЦИПЫ КЛАССИФИКАЦИИ ПОДВОДНЫХ ЛАНДШАФТОВ МОРСКИХ МЕЛКОВОДИЙ**

### **Chapter II/96: Classification Principles for Sea Shoal's Landscapes**

**Наталья Н. Митина**

DOI 10.25680/5025.2018.39.33.193

Эл. Почта: [natalia\\_mitina@mail.ru](mailto:natalia_mitina@mail.ru)

Факультет государственного управления Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, Ломоносовский проспект, 27, корпус 4, 119991, Москва, Россия

**РЕЗЮМЕ.** В работе обоснована региональная классификация донных природных комплексов (ДПК) морских мелководий по принципу широтной, вертикальной и азональной дифференциации. В качестве широтной дифференциации подводных природных комплексов представлены пояс, сектор, зона, провинция. К единицам азональной дифференциации относятся океанический или морской бассейны, область, подобласть, район. Вертикальная стратификация подводных природных комплексов представлена ярусом, поясом вертикальной зоной и подзоной. Подводный ландшафт является низшей региональной единицей районирования и отличается единством зональной, азональной и вертикальной дифференциации. Дано определение подводного ландшафта и обоснованы единицы его морфологической классификации. Основные единица комплексного морфологического горизонтального расчленения - фации, урочища, факультативные единицы – местности, подурочища. Представлены экотонные свойства ДПК морских мелководий.

**Abstract.** The chapter substantiates the regional classification of bottom natural complexes (BNC) of marine shallow water based on the principle of latitudinal, vertical, and non-zonal differentiation. For the latitudinal differentiation of the underwater natural complexes were defined: belt, sector, area, province. Units of the azonal differentiation are oceanic or marine basins, region (oblast), sub-region, rayon. Vertical stratification of underwater natural complexes are represented by layer (yarus) , and area (poyas) of the vertical zone and subzone. The underwater landscape is a lower regional unit of zoning and is characterized by a uniform zonal, azonal and vertical differentiation. Underwater landscapes were defined and units of their morphological classification were established. Basic units of the integrated morphological horizontal classification are facies, and tracts (urotchitsa), optional units are locations and sub-locations. Ecotone properties of BNC marine shallow waters were established as well.

**КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА:** подводные ландшафты, донный природный комплекс, классификация, дифференциация, морские мелководья, экотоны.

**Keywords:** underwater landscapes, bottom natural complex, classification, differentiation, marine shallow water, ecotones.

## **ВВЕДЕНИЕ**

Разработка классификации и исследование структуры подводных ландшафтов морских мелководий имеет как фундаментальное научное значение, так и практическое. Взаимопроникновение и взаимовлияние природных территориальных, природных аквальных и донных природных комплексов (ДПК) осуществляется в пределах относительно узкой береговой зоны моря, где формируются самые сложные многокомпонентные территориально – аквальные, часто пресноводно-морские ландшафты экотонного типа. Зона морских мелководий распространяется на всю прибрежную часть шельфа и подразделяется по силе взаимодействия береговых и морских процессов на ряд более мелких ландшафтных структур. Данные исследования необходимы для планирования природоохранных мероприятий, так как границы ДПК, в пределах которого наблюдается какое-либо антропогенное воздействие, определяет и границу, в пределах которой следует проводить соответствующее природоохранное меры.

## **МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ**

Объектом комплексного изучения ландшафтов морских мелководий являются в первую очередь донные природные комплексы (ДПК). Отличительным свойством ДПК является следующее: донные природные комплексы обособляются на участке земной коры, имеющем одинаковое геологическое строение в пределах одной морфоструктуры донного рельефа; каждому ДПК свойственен определенный набор литологических разностей современных донных отложений или выходов коренных пород, контролирующих характер микро- и мезоформ подводного рельефа; подводная освещенность, прибойность и течения, осаждение частиц на дно и т.п. перераспределяются элементами рельефа, поэтому подводный ландшафт, обладая одинаковым гидроклиматом, дифференцируется на ДПК рядом местных и микрогидроклиматических обстановок; разнообразие форм рельефа, грунтов, гидроклиматических обстановок определяют пестроту условий местообитания и соответственно разнообразие донных биоценозов.

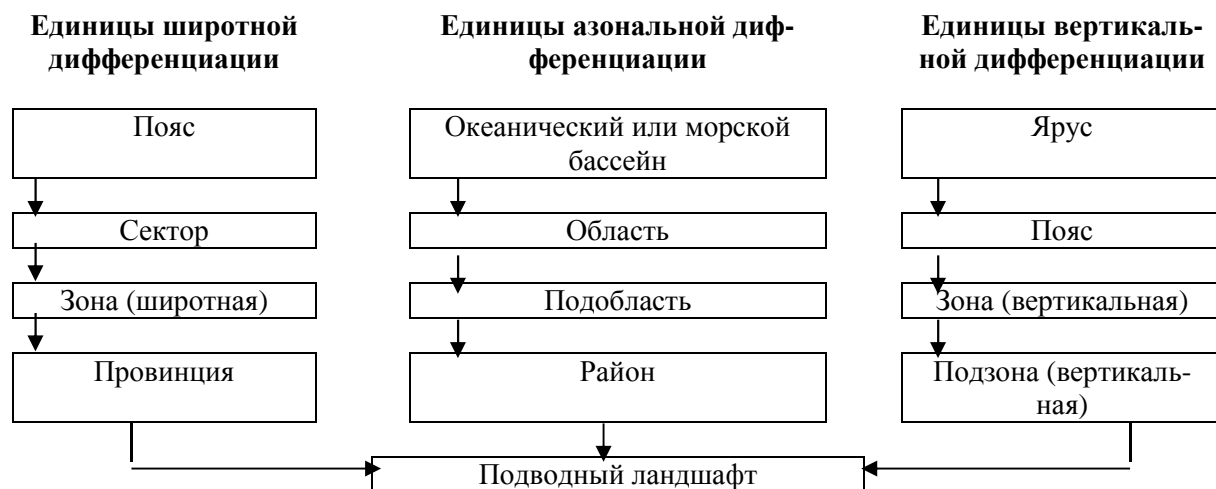
Таким образом, донные природные комплексы, аналогично природным территориальным комплексам суши представляют собой систему единиц внутриландшафтного районирования, и как и наземные могут являться ландшафтами, простыми и сложными урочищами и т.д.

## **РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ**

Морские мелководья охватывают зону прибрежий, лежащую в интервале приливно-отливных вод и часть шельфа, в пределах волнового поля, под действием которого совершаются процессы формирования рельефа подводного берегового склона, перемещения рыхлых наносов, выноса взвешенного материала на большие глубины. Морские мелководья имеют сложную территориальную физико-географическую дифференциацию. Обособление региональных ДПК совершается по законам зональной, вертикальной и азональной дифференциации. Единицы зональной дифференциации: пояс, широтная зона. Единицы вертикальной дифференциации: ярус, пояс, вертикальная зона. Единицы азональной дифференциации: сегмент материка - у открытого океана, морской бассейн, область, провинция, район (рис. 1).

Морским мелководьям присуще территориальное разделение, обусловленное не только крупными

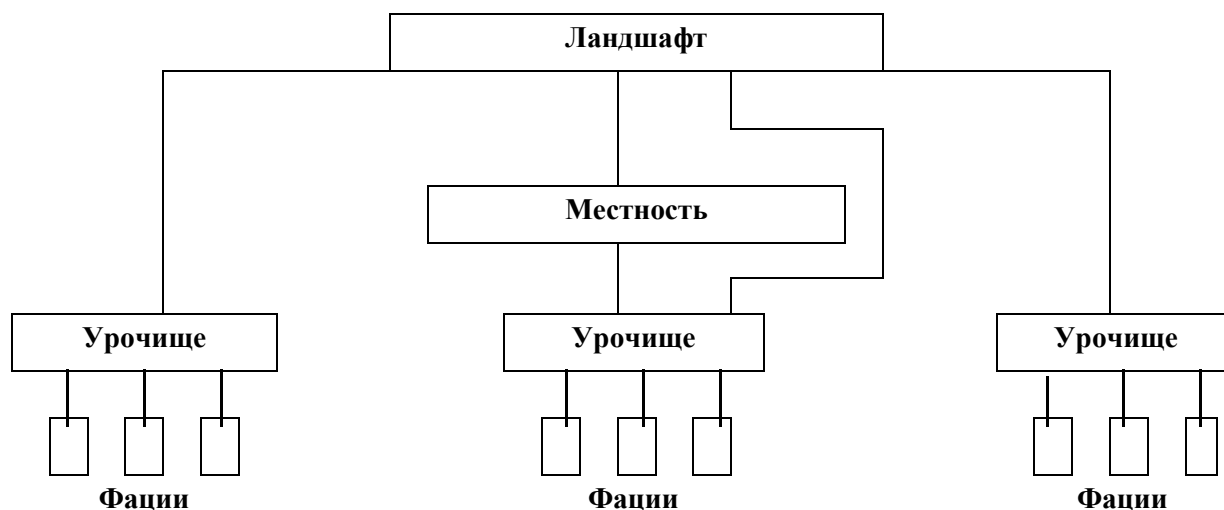
региональными отличиями, но и местными топологическими особенностями слагающих их ДПК. Эта дифференциация как бы второго порядка получила название внутриландшафтной или морфологической. Основной исходной единицей физико-географического районирования является подводный ландшафт.



**Рисунок 1** - Система единиц региональной дифференциации морских мелководий по [1] с нашими добавлениями.

Подводный ландшафт - акватория, характеризующаяся общим планом геологического строения, определенными закономерностями формирования подводного рельефа и образования современных морских геологических фаций, однородностью гидрометеорологического режима (гидроклимата), своеобразием состава распределения биоценозов. Подводный ландшафт отличается единством зональной, азональной и вертикальной дифференциации [1].

Горизонтальное расчленение морфологических ДПК происходит под влиянием местных изменений природных компонентов - литологической основы, микрогидроклимата, донных биоценозов. Основные единица комплексного морфологического горизонтального расчленения - фации, урочища, факультативные единицы – местности, подурочища (рис. 2).



**Рисунок 2** - Морфологические ряды горизонтального расчленения подводных ландшафтов морских мелководий [1].

Пестрая картина морфологической дифференциации береговой зоны моря может быть представлена мозаикой или рядами фаций. Они показывают характер организации фаций внутри ДПК более высокого ранга. Мозаика фаций - сочетание генетически разнородных элементарных ДПК, распределенных в пределах равных глубин в сходных гидрологических и гидродинамических

условиях. Ряд фаций - сопряженная система фаций, в которой смена фаций, расположенных в топологической последовательности вызывается усилением или ослаблением воздействия определённого фактора.

Таким образом, устанавливаются вертикальные и горизонтальные ряды фаций морских мелководий. Ведущим фактором их смены является направленное изменение гидрологического режима. Закономерным является смена подводных ландшафтов по глубинам. Вертикальные ряды фаций кладутся в основу выделения морфологических единиц вертикального расчленения подводных ландшафтов. Горизонтальные ряды фаций свойственны верхним этапам береговой зоны. Обычно они располагаются параллельно береговой линии и изобатам. Мозаика и ряды фаций образуют особую (факультативную) морфологическую единицу - подурочище. Это сочетание сопряженных элементарных ДПК, обладающих ярко выраженным типологическим единством, обусловленных приуроченностью к элементарным формам мезорельефа: вершине, склону, подножию, днищу. Подурочища четко выражены лишь при значительно расчлененном рельефе; на обширных пространных подводных равнин нет необходимости в их выделении.

Подводные урочища в зависимости от степени генетической однородности могут быть простыми и сложными, первые обладают однородной литогенной основой и общим планом геоморфологического строения, их внутренняя структура организована по принципу фациальности рядов. Вторые гетерогенны - им присуща либо мозаичная фациальная структура, либо гетерогенная литогенная основа. Сложные урочища, как правило, состоят их нескольких элементов мезоформ рельефа. В некоторых подводных ландшафтах выделяются территориально обособленные сочетания урочищ. Они образуют особую морфологическую единицу – система сложных урочищ. Это крупная часть подводного ландшафта, обособление которой связано с локальными тектоническими формами рельефа. Оно всегда представляет ярко выраженную ландшафтную аномалию морского мелководья и часто состоит из местностей. Местность также является ярко выраженной ландшафтной структурой и также связана с локальными тектоническими формами рельефа.

Вертикальная физико-географическая дифференциация отражает высоту воздействия прибоа, ритмику приливо-отливных течений, ослабление волнения и угасание подводной освещенности с глубиной, что является руководящим фактором смены подводной растительности. Морфологические комплексы вертикального расчленения подводных ландшафтов морских мелководий включают в себя четыре вертикальные зоны: супралитораль, литораль, сублитораль и элитораль представлены в таблице 1. Главными единицами вертикального расчленения морского дна по глубинам являются вертикальные зоны и этажи, внутри этажей выделяются ступни (факультативные единицы). Закономерной смене с глубиной подвержены и фации и целые ландшафты. Местность и сложное урочище занимает по вертикали всю прибрежную зону, а простое урочище - всегда обособляется в пределах одной - максимум двух вертикальных зон, а фация - только в пределах одной зоны.

**Таблица 1** - Соотношение единиц вертикального расчленения дна морских мелководий [1]

| <b>Региональные единицы вертикального расчленения</b> | <b>Морфологические единицы вертикального расчленения</b>   |
|---|--|
| Береговая зона<br>(верхний пояс)                      | Супралитораль<br>Этажи<br>Ступени<br>Литораль<br>Этажи<br>Ступени<br>Сублитораль<br>Этажи<br>Ступени |
| Элиторальная зона<br>(нижний пояс)                    | Этажи<br>Ступени   |

Под термином *донный природный комплекс* мы понимаем относительно однородный участок дна с присущим ему закономерным сочетанием природных компонентов (рельефа, водной массы, донных грунтов, бентосных сообществ), находящихся во взаимодействии и образующих единую неразрывную систему, включающую объекты разных таксономических уровней от ландшафта до фации.

**Подводный ландшафт**, по нашему мнению, обособляется в пределах одного генетического типа рельефа, характеризующийся однородностью геологического строения и морфоскульптуры, однородностью гидрометеорологического режима (гидроклимата), своеобразием состава распределения биоценозов. Поэтому, например, подводный ландшафт береговой зоны моря береговой зоной и ограничивается, и в ее пределах отличается единством зональной, аazonальной и вертикальной дифференциации [3].

Подводный ландшафт мелководной зоны моря является не только частью морской ландшафтной системы, но и берега, и даже частью материка, к которому он примыкает. Действительно, своеобразие геокомплексов прибрежной зоны морей и океанов обусловлено их положением на стыке основных природных сфер Земли. Это арена взаимодействия процессов, протекающих на суше, в атмосфере, в толще морских вод и на дне. Поэтому ландшафты мелководной зоны моря имеют экотонную структуру, поскольку распределение ДПК зависит не только от природы берегов, но и внутреннего материка, продолжением которого являются ландшафты мелководной зоны моря. Более того, морские мелководья являются сложными экотонами, сформированными на границах суша-море, пресные воды-морские воды, вода-дно, вода-атмосфера, суша-атмосфера. Общим признаком экотонов считается «краевой эффект» - увеличение разнообразия и обилия организмов по сравнению со смежными областями, хотя Ю. Одум [4] не считает это явление универсальным. Экотон – это зона напряжения в природной среде, где различные физические, химические и биологические процессы протекают особенно интенсивно. Обращается внимание на фильтрующие, мембранные, барьерные функции экотонов в биосфере [5], а также на то, что в них наблюдаются процессы экологической дестабилизации среды, в которой возможны крупные экологические катастрофы [3]. По нашему мнению, экотон – зона экологического напряжения (tonos – напряжение), формирующаяся на границах различных природных сред или состояний [3].

Исходя из вышеизложенного, концепция подводного ландшафтоведения морских мелководий кратко представлена в следующих выводах.

## **ЗАКЛЮЧЕНИЕ**

1. Рассматривать подводный ландшафт как единую систему, обладающей внутренней структурой и состоящей из взаимосвязанных элементов (компонентов).
2. Рассматривать морские мелководья как **экотонную зону**, расположенную на границе сопряжения вода-суша, включающую взаимозависимые и взаимодействующие компоненты ландшафтов материка, берега и моря.
3. Ландшафтная классификация и районирование морских мелководий должны учитывать экотонную структуру этой зоны моря. В связи с этим в состав компонентов подводных ландшафтов должны входить не только чисто морские (литология, рельеф и грунты морского дна, гидрологические и гидродинамические характеристики водной массы, бентосные сообщества), но и компоненты ландшафтов берега (например, рельеф), береговой линии (например, конфигурация береговой линии) и самого материка (например геология, литология, рельеф, гидрология), на подводной части которого и располагаются изучаемые нами ландшафты. Исследовать внутриландшафтную морфологическую структуру дна и примыкающей водной массы от дна до поверхности, как охваченную единым процессом волнообразования.
4. Распределение подводных ландшафтов мелководной зоны моря должно соответствовать не только формам мезорельефа морского дна, но и гидродинамическим зонам. Это разделение должно охватывать морфологические части подводных ландшафтов морских мелководий. В соответствие с гидродинамическими зонами должна строиться морфологическая классификация ДПК.
5. В связи с тем, что экотонные зоны являются зонами повышенного экологического напряжения, они обладают и повышенной динамичностью с целью приспособления к изменяющимся условиям среды, но и как всякий важный орган в организме (а географическая оболочка является целостным организмом) имеет особые дополнительные механизмы устойчивости к различным внешним воздействиям.

**Благодарности:** Автор выражает глубокую благодарность за научную поддержку К.М. Петрову, профессору Санкт-Петербургского университета.



## **ЛИТЕРАТУРА**

- [1]Петров К.М. Система единиц физико-географического районирования морских мелководий //Известия Всесоюзного географического общества, 1975. N. 107. № 2. С. 97-104.
- [2]Митина Н.Н. Геоэкологические исследования ландшафтов морских мелководий. М.: Наука, 2005. 197 с.
- [3]Залетаев В.С. Экологически дестабилизированная среда. М.: Наука, 1989. 147 с.
- [4]Одум Ю. Основы экологии. М.: Мир, 1975.
- [5]Зайцев Ю. П. Экотоны Черного моря //Экотоны в биосфере. М.: ЦМП РАН, 1997. С. 242-257.