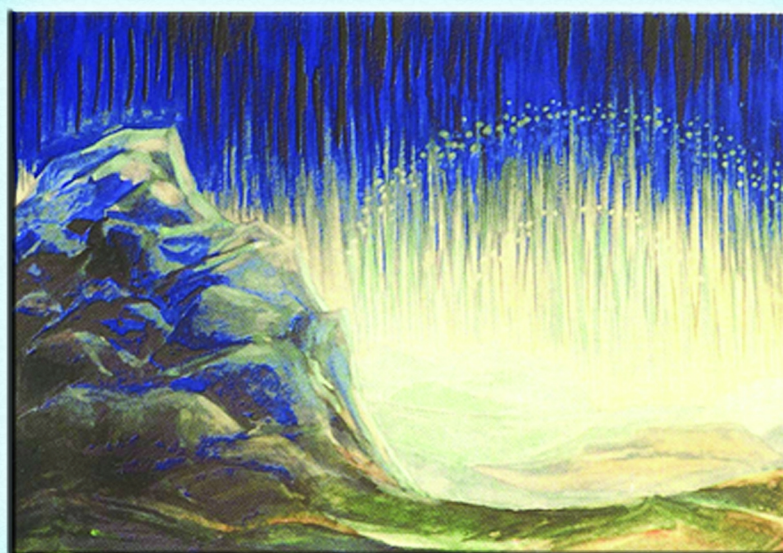


BIOGEL  **БИОГЕЛ**

**БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ИННОВАЦИИ
В УСЛОВИЯХ КОРРЕКЦИИ
ТЕХНОГЕНЕЗА БИОСФЕРЫ**

Том 2



Тирасполь
ПГУ им. Т.Г. Шевченко
2020



БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ИННОВАЦИИ В УСЛОВИЯХ КОРРЕКЦИИ ТЕХНОГЕНЕЗА БИОСФЕРЫ



**А.П. Виноградов
1895–1975**

***Труды
Международного биогеохимического Симпозиума,
посвященного 125-летию со дня рождения
академика А.П. Виноградова
и 90-летию образования Приднестровского университета***

Shevchenko State University of Pridnestrovie

Vernadsky Institute of Geochemistry
and Analytical Chemistry of Russian Academy of Sciences
(GEOKHI RAS)

**BIOGEOCHEMICAL INNOVATIONS
UNDER THE CONDITIONS OF THE BIOSPHERE
TECHNOGENESIS CORRECTION**

*Proceedings
of the International Biogeochemical Symposium
devoted to the 125th anniversary
of Academician A.P. Vinogradov's birth
and the 90th anniversary of Shevchenko State University
of Pridnestrovie*

In two volumes

Volume 2

5–7 November 2020, Tiraspol

Tiraspol
Shevchenko State University
2020

Приднестровский государственный университет
им. Т.Г. Шевченко

Институт геохимии
и аналитической химии им. В.И. Вернадского
Российской академии наук (ГЕОХИ РАН)

**БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ИННОВАЦИИ
В УСЛОВИЯХ КОРРЕКЦИИ
ТЕХНОГЕНЕЗА БИОСФЕРЫ**

Труды

*Международного биогеохимического Симпозиума,
посвященного 125-летию со дня рождения
академика А.П. Виноградова
и 90-летию образования Приднестровского университета*

В двух томах

Том 2

г. Тирасполь, 5–7 ноября 2020 г.

Тирасполь
ПГУ им. Т.Г. Шевченко
2020

УДК: (550.47+550.75): (574.23+574.24+574.43): 53.06: 636.018: (631.42+731.81)

ББК 28.080.3

Б63

Редакционная коллегия:

*Доктор биологических наук Ермаков В.В.,
Кандидат биологических наук Капитальчук М.В.,
Кандидат географических наук Капитальчук И.П.,
Кандидат биологических наук Переломов Л.В.,
Доктор биологических наук Шептицкий В.А.,
Мельниченко Е.Д.*

Descrierea CIP a Camerei Naționale a Cărții

"Biogeochemical innovations under the conditions of the biosphere technogenesis correction", international biogeochemical symposium (2020 ; Tiraspol). Biogeochemical innovations under the conditions of the biosphere technogenesis correction : Proceedings of the International Biogeochemical Symposium = Биогеохимические инновации в условиях коррекции техногенеза биосферы : Труды Международного биогеохимического Симпозиума, 5–7 November 2020, Tiraspol / editorial board: Ermakov V. V. [et al.]. – Tiraspol : Shevchenko State University, 2020 (Тип. ООО "PBT") – . – ISBN 978-9975-150-59-0.

Vol. 2. – 2020. – 316 p. : fig., tab. – Antetit.: Shevchenko State Univ. of Pridnestrovie, Vernadsky Inst. of Geochemistry and Analytical Chemistry of Russian Academy of Sci. (GEOKHI RAS). – Tit. paral.: lb. rom., engl. – Texte, rez. : lb. rom., engl. – Referințe bibliogr. la sfârșitul art. – În red. aut. – With the financial support from Sweden and British Embassies in Chisinau, in coop. with the public Association "EcoContact" and the Lab. of Environmental Biogeochemistry of GEOKHI RAS (V. V. Ermakov). – 300 ex. – ISBN 978-9975-150-61-3.
082:378=161.1=111

B 53

Научные труды включают доклады пленарной и тематических сессий Международного биогеохимического Симпозиума, посвященного 125-летию со дня рождения академика А.П. Виноградова и 90-летию образования Приднестровского университета, по следующим разделам: новые информационные технологии и их значение в развитии биогеохимии и экологии, биогеохимия почв и технологии их ремедиации, биогеохимия и экология водных экосистем, геохимическая экология растений, преподавание основ биогеохимии и подготовка кадров.

Для специалистов в области биогеохимии, почвоведения, экологии, медицины и сельского хозяйства.

Рекомендовано Научно-координационным советом ПГУ им. Т.Г. Шевченко

При подготовке материалов к публикации сохранен авторский текст с минимальными редакционными правками. Печатается по решению Оргкомитета Симпозиума, при финансовой поддержке Швеции и Посольства Великобритании в Кишиневе, при сотрудничестве с общественной Ассоциацией «ЭкоКонтакт» и Лаборатории биогеохимии окружающей среды ГЕОХИ РАН (В.В. Ермаков).

Editorial board:

*DSci (biology) Ermakov V.V.,
PhD (biology) Kapitalchuk M.V.,
PhD (geography) Kapitalchuk I.P.,
PhD (biology) Perelomov L.V.,
DSci (biology) Sheptitskiy V.A.,
Melnicenco E.D.*

Proceedings include talks at the plenary and thematic sessions of the International Biogeochemical Symposium devoted to the 125th anniversary of academician A.P. Vinogradov's birth and the 90th anniversary of Shevchenko State University of Pridnestrovie and are sectioned in the following way: the new information technologies and their significance in the development of biogeochemistry and ecology, soil biogeochemistry and remediation technologies, biogeochemistry and ecology of aquatic ecosystems, geochemical ecology of plants, teaching the basics of biogeochemistry and training.

For specialists in the fields of biogeochemistry, soil science, ecology, medicine, and agriculture.

When being prepared as publication materials the authors' texts were preserved, with minimal editorial changes. Published on the decision of the Organizing Committee of the Symposium and with the financial support from Sweden and British Embassies in Chisinau, in cooperation with the public Association "EcoContact" and the Laboratory of Environmental Biogeochemistry of GEOKHI RAS (V.V. Ermakov).

ISBN 978-9975-150-61-3.

ISBN 978-9975-150-59-0.

© Приднестровский государственный университет им. Т.Г. Шевченко, 2020
© Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН, 2020
© Коллектив авторов, 2020

**НОВЫЕ ИНФОРМАЦИОННЫЕ ТЕХНОЛОГИИ
И ИХ ЗНАЧЕНИЕ
В РАЗВИТИИ БИОГЕОХИМИИ И ЭКОЛОГИИ**

УДК: 519.6:614.76

ИННОВАЦИОННЫЕ ТЕХНОЛОГИИ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ СИСТЕМ СПУТНИКОВОЙ НАВИГАЦИИ В РЕШЕНИИ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ВОПРОСОВ ЗЕМЛЕДЕЛИЯ

Н.В. Абрамов

*Государственный аграрный университет Северного Зауралья, Тюмень, Россия
e-mail: vip.anv.55@mail.ru*

В условиях цифровизации производственных процессов АПК технология точного внесения минеральных удобрений становится актуальной. Она основана на расчёте и внесении элементов питания с учётом содержания их в почве и планируемой урожайности культуры по элементарным участкам. Дифференцированное применение азотных удобрений в режиме off-line позволяет сократить норму туков в зависимости от уровня variability почвенного плодородия до 56 %. Рациональное использование азотных удобрений позволяет снизить миграционные процессы нитратного азота за пределы корнеобитаемого слоя.

Ключевые слова: инновационные технологии, экологизация земледелия, миграция, нитратный азот, дифференцированное внесение.

Введение

Экологические вопросы в условиях интенсивного земледелия обостряются, что связано с увеличением применения средств химизации при возделывании сельскохозяйственных культур. Однако, без использования минеральных удобрений и средств защиты растений трудно увеличить продуктивность агроценозов. Более пристальное внимание в экологическом аспекте заслуживают азотные удобрения.

Азот необходим для роста вегетативной массы растений, образования белков, нуклеиновых кислот, хлорофилла и других органических веществ. Азоту принадлежит важная роль в процессах новообразования гумусовых веществ. Аккумуляция азота в почве является характерным признаком почвообразования, а запасы общего азота определяют потенциальное плодородие. Являясь очень лабильным элементом, азот удобрений и почвы может теряться в результате миграции в нижележащие слои почвы, в газообразном состоянии закрепляться в кристаллической решётке минералов и поглощаться микроорганизмами [2–5].

Методы

Научно-производственные опыты проводились на полях учебно-опытного хозяйства ГАУ Северного Зауралья в северной лесостепи Тюменской области.

Схема опыта:

1 вариант: без внесения минеральных удобрений (контроль);

2 вариант: традиционный способ внесения минеральных удобрений с усреднённой нормой по элементарным участкам с учётом содержания элементов питания на урожайность яровой пшеницы 3 т/га;

3 вариант: дифференцированное внесение минеральных удобрений по элементарным участкам с учётом содержания элементов питания на урожайность яровой пшеницы 3 т/га;

4 вариант: дифференцированное внесение минеральных удобрений по элементарным участкам с учётом содержания элементов питания на урожайность яровой пшеницы 4 т/га.

В период закладки опытов проведена оцифровка границ полей и разбивка их на элементарные участки (повторности) согласно ГОСТ 28168-89. Отбор проб по повторностям проводили через каждые 10 см до глубины 150 см с фиксированием точек отбора ручным навигатором Garmin GPSMAP 60CSx. Содержание нитратного азота определяли ионометрическим методом по ГОСТ 26951-86 после уборки яровой пшеницы.

Результаты

В ранее проведённых исследованиях нами было установлено, что зерновые культуры в северной лесостепи Западной Сибири на чернозёме выщелоченном корневую систему формируют на 97 % в слое 0–100 см [1]. Поэтому считаем, что нитратный азот, находящийся в слоях ниже 100 см, недоступен для культурных растений, является утерянным и экологически опасным. В этих же опытах N-NO₃ был обнаружен на вариантах интенсивного использования минеральных удобрений на глубине 300–500 см, что говорит о большой вероятности попадания их в грунтовые воды. Учитывая выявленные факты миграции нитратного азота, нас интересовало в первую очередь его содержание в слое 100–150 см.

Перед проведением опытов по повторностям изучаемых вариантов N-NO₃ глубже 100 см находилось в интервале 20–26 кг/га. Данные свидетельствуют, что наименьшие потери азота были отмечены в среднем за 3 года на делянках без внесения минеральных удобрений – 15,4 кг/га в слое 100–150 см (табл.).

Таблица

Содержание нитратного азота по слоям почвы при различных способах внесения, кг/га (среднее за 2017–2019 гг.)

Слой, см	Без удобрений	Традиционный способ внесения на планируемую урожайность зерновых 3 т/га	Дифференцированный способ внесения удобрений на планируемую урожайность зерновых 3 т/га	Дифференцированный способ внесения удобрений на планируемую урожайность зерновых 4 т/га	НСР 05
0–50	37,1	50,1	40,3	52,0	9,7
50–100	21,7	32,2	25,9	29,4	3,4
100–150	15,4	25,2	19,6	23,6	1,6

Применение аммиачной селитры с усреднённой нормой по повторностям (элементарным участкам площадью 2,2 га) привело к миграции N-NO₃ в слой 100–150 см 25,2 кг/га. Дифференцированное внесение азотных удобрений по элементарным участкам с учётом состояния почвенного плодородия в режиме off-line на планируемую урожайность зерновых 3 т/га снизило потери N-NO₃ на 5,6 кг/га. Однако следует отметить, что данная закономерность подтвердилась математической обработкой только на 3 год исследований. В первый год проведения опытов никаких проявлений в пользу дифференцированного внесения минеральных удобрений на передвижение нитратного азота по профилю почвы на обнаружено. Снижение содержания N-NO₃ в слое 100–150 см отмечено на второй год исследований при дифференцированном внесении удобрений на планируемую урожайность яровой пшеницы 3 т/га. Это носило тенденциальный характер, так как математическая обработка не подтвердила достоверность результатов. Подобные наблюдения получены при использовании систем спутниковой навигации для дифференцированного внесения аммиачной селитры на планируемую урожайность яровой пшеницы 4,0 т/га по сравнению с третьим вариантом.

Тем не менее, инновационные технологии с использованием космических систем заслуживают внимания товаропроизводителей АПК. Дифференцированное внесение азотных удобрений при посеве в режиме off-line по элементарным участкам на планируемую урожайность яровой пшеницы 3,0 т/га позволило сократить норму удобрений на 8–84 кг д.в. по сравнению с традиционным способом их внесения. Рациональное размещение удобрений с учётом внутривольных колебаний содержания N-NO₃ по микроучасткам привело к снижению затрат на производство зерна на 469 руб/га [6]. Из них за счёт сокращения миграционных потерь при стоимости аммиачной селитры 15 руб/кг – 247,1 руб/га.

Заключение

Таким образом, дифференцированное внесение азотных удобрений по элементарным участкам поля с использованием систем спутниковой навигации в режиме off-line сокращает потери N-NO₃ за пределы корнеобитаемого слоя на 5,6 кг/га по сравнению с традиционным способом внесения усреднённой нормы на всю площадь. Применение удобрений с учётом внутривольной вариативности нитратного азота снижает норму их до 84 кг/га д.в. (56 %) относительно существующей технологии внесения. Это приводит к снижению затрат на производство зерна на 469 руб/га, из них за счёт миграционных потерь N-NO₃ – 247,1 руб/га.

Литература

1. Абрамов Н.В. Совершенствование основных элементов систем земледелия в лесостепи Западной Сибири. Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора сельскохозяйственных наук. Омск: ОмСХИ, 1992. 32 с.
2. Гамзиков Г.П. Агрохимия азота в агроценозах. Новосибирск: СО РАСХН, 2013. 790 с.
3. Ермохин Ю.И. Основы прикладной агрохимии: учебное пособие. Омск: Вариант-Сибирь, 2004. 118 с.
4. Минеев В.Г., Бычкова Л.А. Состояние и перспективы применения минеральных удобрений в отечественном и мировом земледелии // Агрохимия, 2003. № 8, С. 5–12.
5. Прянишников Д.Н. Избранные труды. М.: Колос, 1963. Том 3. 634 с.
6. Шерстобитов С.В. Дифференцированное внесение азотных удобрений с использованием систем спутниковой навигации. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата сельскохозяйственных наук. Москва: ВНИИА им. Д.Н. Прянишникова, 2015. 16 с.

INNOVATIVE TECHNOLOGIES USING SATELLITE NAVIGATION SYSTEMS IN SOLVING ECOLOGICAL AGRICULTURAL ISSUES

N.V. Abramov

In the context of digitalization of agricultural production processes, the technology of precise application of mineral fertilizers becomes relevant. It is based on the calculation and introduction of nutrients taking into account their content in the soil and the planned crop yield for the elementary plots. The differentiated use of nitrogen fertilizers in off-line mode allows you to reduce the volume of fertilizers depending on the level of variability of soil fertility to 56 %. The rational use of nitrogen fertilizers can reduce the migration processes of nitrate nitrogen beyond the root layer.

Keywords: innovative technologies, greening of agriculture, migration, nitrate nitrogen, differential application.

УДК: 504.064

СЕГМЕНТАЦИЯ ГОРОДСКИХ ТЕРРИТОРИЙ И ПРИМЕНЕНИЕ IoT В ЭКОЛОГИЧЕСКОМ МОНИТОРИНГЕ ВОЗДУШНОЙ СРЕДЫ

А.М. Башкатов

*Приднестровский госуниверситет им. Т.Г. Шевченко,
Тирасполь, Приднестровье, Молдова, e-mail: tiras_bash@mail.ru*

Рассматривается вариант комплексной оценки уровня экологической опасности в точке контроля на основе сегментации территории и применение средств *IoT* в качестве аппаратных компонентов системы. В рамках города – это районирование населенного пункта по уровням потенциальной опасности, зависящим от ряда факторов: численности проживающего населения, показателям миграционных картограмм, интенсивности транспортных потоков, высоты и плотности застройки, метеорологической обстановки и климатических изменений. Особенность предлагаемого подхода заключается в комплексном учете текущих измерений, уточненных показаниями прошлых лет. Прогноз основывается на итерационном сравнении параметров, получаемых с локальных сенсоров, с сезонно-временными статистическими данными многолетних наблюдений, аппроксимированными по показаниям стационарных постов в зависимости от их расположения по отношению к локальной точке контроля. В качестве окончательного элемента *IoT*, призванного снизить уровень опасности, выступают управляющие модули системы вентиляции/обеззараживания либо СМС-оповещение о параметрах данной зоны. После получения сигнала происходит включение актуатора (*actuator* [4]) системы очистки и СМС – предупреждение с параллельной передачей координат на *gate* [4] (облачный сервер) для записи информации в архив.

Ключевые слова: данные, интернет вещей, сенсоры, посты наблюдения, опасность, актуаторы, статистика, гейты, сервера, облачное хранилище.

Введение

Мониторинг окружающей среды в последнее время становится все более актуальным и востребованным, что связано не только с глобальными изменениями климата, отголосками проводимой индустриализации и транспортного бума, но и теми вызовами, что брошены обществу в виде пандемии *COVID-19*, нестабильностью процессов в социуме и природными дисбалансами.

В основе такого контроля, который проводится в развитых странах на регулярной основе, лежит использование, как аппаратных средств диагностики воздуха, в виде различных датчиков [14], контрольно-обрабатывающей аппаратуры и средств получения данных дистанционного зондирования (ДДЗ), так и применение специальных программных пакетов, имеющих возможность привязки различной тематической информации к координатам исследуемой местности (ГИС) [5].

На этапе обработки и анализа получаемых данных можно делать выводы об изменении условий (как правило, ухудшении) или их относительной стабильности. Представлен он целым блоком решений [11] – разнообразными тематическими картами, таблицами, графиками или отчетами. Их назначение – помочь обнаружить изменение параметров с выдачей предупреждающего сообщения либо сформировать управляющие команды для исполнительных устройств систем дезактивации.

В рамках этого, главной задачей перечисленных методов и средств остается понять, каким образом можно достаточно быстро узнать и предупредить о вероятной опасности и определить, насколько точны полученные данные, чтобы принять адекватные действия по ее устранению либо снижению побочного действия.

Следует сказать, что для их практического решения принимаются различные меры (организационного, технического плана или профилактики), но какие более эффективны и будут приняты к исполнению сказать заранее трудно.

Это обусловлено и материальными ограничениями, и сложностью, порой масштабностью, наблюдаемого объекта, и принятием непопулярных мер – закрытие/консервация объекта, изоляция персонала, обязательная регулярная деактивация опасных выбросов и пр.

Если рассматривать техническую сторону решения экологических задач, то в последние годы набирает популярность использование сетевых программно-аппаратных коммуникаций с привлечением систем *IoT* (англ. *Internet of Things* – интернет вещей) [4]. Их функционал раскрыт не полностью, хотя и обладает значительными возможностями. Рассмотрим, как все перечисленное может быть использовано на практике в контексте предупреждения или снижения рисков.

Методы

Разработка и активное внедрение средств категории *IoT* в сфере экологического мониторинга применяется достаточно активно и в различных формах [13,16] на протяжении ряда лет. Перечисление всех средств займет немало времени, но можно выделить наиболее используемые. Это: оборудование *LoRa WAN*, и сетевые инструменты *NB-IoT*, и средства для поддержки стандарта связи *3G/4G*, коммутаторы, которые поддерживают не только устоявшиеся протоколы (типа *Ethernet*), но и новые беспроводные технологии *LTE-450*, *Wi-Fi* [5,15].

В [1, 7] указывается, что для применения *IoT* уже создана основная инфраструктура в виде фиксированных и мобильных сетей. Все это дополнительно обеспечивается требуемыми платформами, сенсорами, программными приложениями.

Как пример реального внедрения «умных» устройств мониторинга окружающей среды, можно привести датчик *Air Quality Egg* [14]. Его назначение: проверка качества воздуха, непосредственно окружающего своего пользователя.

Эти датчики могут быть объединены в сеть, информация о данных которой отображается на специальном сайте в реальном времени, что позволяет оценивать уровень загрязнения воздуха, как непосредственно в доме или офисе пользователя, так и в городе в целом. Датчики уже нашли свое применение и активно используются (в Америке, Европе, Азии [6]). Такие устройства начинают внедряться и в развивающихся странах. Кроме этого, хорошо зарекомендовали себя на практике и другие устройства (изделия *Speck*, *Sensordrone*, *iGeigie*) [11].

Их применение оправдано теми задачами, которые они решают [10] и ограничены только количественно (т. е. ценой вопроса), заявленной точностью и радиусом действия/приема сигналов [9]. Роль фактора удаленности заметно снижается с развитием беспроводных интерфейсов на базе *Internet*-доступа.

Тем не менее, ситуация может меняться, не исключены и случайные (т. н. форс-мажорные) обстоятельства, вызванные техническими поломками, авариями техногенного характера. И, в этой связи, важно обеспечить гарантии получения данных, особенно, на локальных объектах.

Здесь возникает ряд проблем. Во-первых, разместить датчики на всех требуемых объектах невозможно и технически, и материально. Объект может быть производственным, закрытым; представлять административную единицу или массовым, выполняя рекреационные функции (зоны отдыха, парки, спортплощадки и пр.). Во-вторых, использование ДДЗ доступно не всем ввиду относительно высокой стоимости

такого материала и необходимости его предварительной обработки (устранение шума, выделение тематических слоев), что приводит к временным затратам.

Поэтому наиболее перспективным и, с точки зрения оперативности доступа и для выполнения прогноза, видится построение вероятностных моделей оценки.

Так, для оценки химико-биологического воздействия опасных факторов в точке контроля требуется обозначить непосредственно уровень опасности, определяемый в общем виде, как:

$$L_{danger} = L(t, S, N_p, w, n, l, i, \dots) \quad (1)$$

где: t – время регистрации фактора;
 S – погодные условия (дождь, ветер, температура, влажность);
 N_p – число загрязнителей/опасных реагентов;
 w – вес (влияние) загрязнителя (по отношению к другим);
 n – частота регистрации/появления фактора;
 l – уровень превышения ПДК;
 i – источник загрязнения (случайный, постоянный).

Для сопоставления действия таких факторов, имеющих различную физико-химическую и биологическую природу, параметр (1) сводится к безусловному показателю – относительному (индексному) уровню опасности:

$$I_{danger} = \frac{L_{danger}}{[L_{danger}]} \quad (2)$$

где: $[L_{danger}]$ – допустимое (пороговое) значение уровня опасности.

Получив индексы (2) для ряда опасных компонент, можно проводить анализ текущей обстановки, сопоставив их с данными на смежных участках. Несколько зон с однородными/близкими по значению параметрами образуют массивы, которые можно выделить в виде отдельных полигонов.

В качестве сравнения индексов опасности для определенной категории j можно предложить примерную шкалу нормирования показателей (см. таблицу):

Таблица

Сравнительная шкала нормирования индексов опасности фактора

№ п/п	Уровень фактора	Значение I_{danger}
1	Норма	$I_{danger} \leq 1$
2	Повышенная опасность	$1 < I_{danger} \leq 1.5$
3	Опасно	$1.5 < I_{danger} \leq 2$
4	Очень опасно	$2 < I_{danger} \leq 5$
5	Неприемлемо	$5 < I_{danger}$

Список опасных физико-химических факторов включает множество названий, но специалистами выделяются такие вещества как: твердые механические взвеси PM_{2.5}; диоксид азота, оксиды углерода, сероводород, формальдегид, фенол, соль свинца и др. тяжелых металлов.

Биологическую опасность могут представлять такие компоненты как: вирусы (в частности, COVID-19); патогенные бактерии; грибные споры и токсины, вырабатываемые железами животных или растений [2, 3].

С учетом того, что регистрация выбросов осуществляется на стационарных постах наблюдений (использование подвижных постов вызвано особыми задачами и не всегда

возможно технически), а место локального контроля может менять координаты, требуется пересчет индексов с аппроксимацией заявленных (в отчетах) уровней.

Вариативность расположения точек контроля по отношению к стационарным постам можно представить следующими комбинационным схемами (рис. 1).

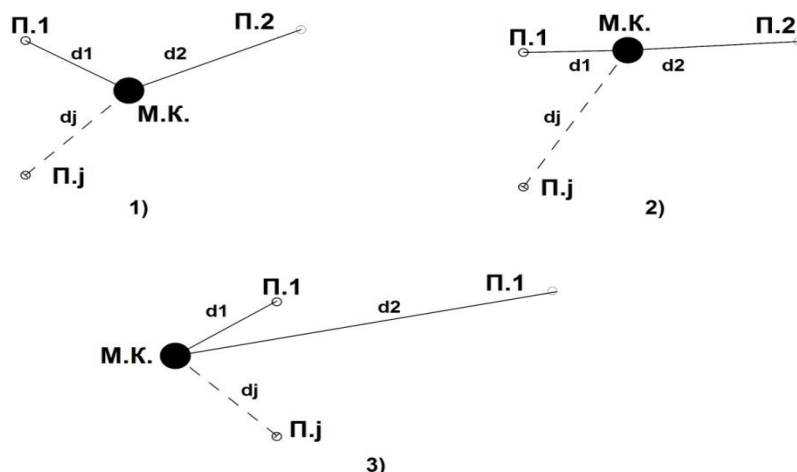


Рис. 1. Базовые варианты расположения точки контроля относительно стационарных постов наблюдений, где: 1) внутри зоны контроля; 2) на границе зоны; 3) вне зоны контроля

Распределение загрязнителя будет оцениваться, исходя из типа опасного вещества и условий внешней среды. В отдельных случаях для этого задействуют уравнения турбулентной диффузии [8], сопоставляя найденные значения факела с показаниями на стационарных постах, либо используют методику ОНД-86 (линейные зависимости, полученные в ходе аппроксимации разностного решения уравнения турбулентной диффузии).

Исходя из выбранного местоположения точки контроля (принимая $z \approx const$), зоны контроля разбиваются на треугольные полигоны (если $j \geq 3$) и выбирается соответствующий вариант схемы (рис. 1).

Для программного выполнения процедуры выбора необходимо решить три выражения:

$$(x_j - x_{МК}) \cdot (y_1 - y_j) - (x_1 - x_j) \cdot (y_j - y_{МК}) = K1 \quad (3)$$

$$(x_1 - x_{МК}) \cdot (y_2 - y_1) - (x_2 - x_1) \cdot (y_1 - y_{МК}) = K2 \quad (4)$$

$$(x_2 - x_{МК}) \cdot (y_j - y_2) - (x_j - x_2) \cdot (y_2 - y_{МК}) = K3 \quad (5)$$

где: $x_1, y_1, x_2, y_2, x_j, y_j$ – координаты стационарных постов контроля; $x_{МК}, y_{МК}$ – координаты точки места контроля.

Если знак $K1, K2, K3$ в (3–5) – одинаков, то точка контроля внутри полигона (рис. 1, (1)), если значение равно 0, то точка на границе полигона (рис. 1, (2)), если значения (хотя бы одно) отлично по знаку от других, то снаружи полигона (рис. 1, (3)).

Содержание загрязнителей, обладающих эффектом суммации, будет определять зависимость вида:

$$I_{\Sigma danger} = \sum_{p=1}^P (I_{danger})_p = \sum_{p=1}^P \left[\sum_{j=1}^J f_j (I_{danger}) \frac{C_p}{ПДК_p - C_{фон}} \right], \quad (6)$$

где: p – опасный загрязнитель/биологическая структура (*pollution*);
 $f_j(I_{danger})$ – функция (закон) рассеивания/уменьшения активности опасного компонента, при удалении от j -го поста;
 C_p – измеренная концентрация p -го вещества на стационарном посту контроля;
 $C_{фон}$ – фоновая концентрация p -го вещества (в обычных условиях).

Для практического применения определение индекса опасности по (2, 6) становится нетривиальной задачей и может быть упрощено выполнением районирования исследуемой территории по заданным критериям. Это реализуется разбивкой города по кварталам, обладающим если не идентичными, то близкими по значениям условиям (транспортной нагрузкой, плотностью населения, градостроительными решениями, типом территории). В этом случае для выбранного сегмента удельное значение индекса опасности на его территории с населением будет рассчитано по формуле:

$$I_{segm} = \frac{\sum_{k=1}^K (I_{danger_k} \cdot n)}{S_{segm} \cdot \rho} \cdot F_{inf} \quad (7)$$

где: K – количество точек проведения локальных замеров;
 S_{segm} – площадь сегмента;
 ρ – средняя плотность населения в пределах сегмента;
 F_{inf} – комплексный фактор влияния (метеоусловий, времени, форс-мажорных обстоятельств).

Результаты

В целом последовательность операций по выявлению загрязнений и устранению/предупреждению об опасности с применением технологий *IoT*, аналоги которой развернуты или планируются УК применению [10,14], можно представить следующей блок-схемой (рис. 2).

Заключение

Рассмотренные приемы оценки уровня загрязнений несут информационно-управляющую функцию и по результатам расчета (7) позволяют сформировать поле индексов. На практике эти сведения могут дополнять данные традиционных средств экологического мониторинга в рамках концепции «Умный город» и применяемых природоохранных инноваций [12, 13, 16].

Дальнейшее развитие такой системы может включать:

- анализ других факторов опасности, не вошедших в заявленный

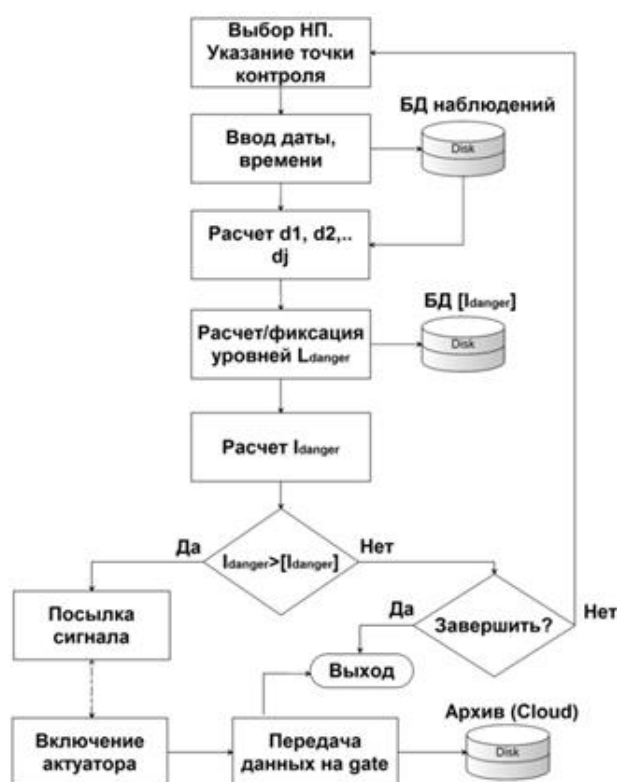


Рис. 2. Алгоритм определения уровня опасности и включения элементов *IoT*

перечень (включая исследование развития событий форс-мажорной направленности);

– расширение сети датчиков и устройств, обладающих обратной связью для мониторинга наиболее критичных объектов городской инфраструктуры;

– исследование реестра данных регистрируемых выбросов на предмет разработки математических моделей;

– уточнение базы данных наблюдений сопоставимо с показаниями по другим городам;

– увеличение частоты и точности снимаемых показаний для повышения их достоверности.

Литература

1. Ермаков В.В., Сарьян В.К. Развитие исследований по применению новых информационных технологий в экологическом мониторинге и биогеохимии // Доклады ТУСУР. 2018. Том 21. № 3. С. 129–134.

2. Загрязнение атмосферы: основные источники и последствия – [Электронные данные] / Электронный ресурс – Режим доступа: <https://medru.su/ekologiya/zagryaznenie-atmosfera.html>

3. Загрязнители воздуха: 5 опасных веществ, которыми мы дышим [Электронные данные] // Электронный ресурс – Режим доступа: <https://tion.ru/tag/zagryaznenie-vozduha>

4. Из чего состоит IoT [Электронные данные] // Электронный ресурс – Режим доступа: https://habr.com/ru/hub/internet_of_things

5. Интернет вещей в умном городе [Электронные данные] // Электронный ресурс – Режим доступа: <https://www.euromobile.ru/solutions/umnyj-gorod/>

6. К 2020 году Китай создаст полноценную систему экологического мониторинга и контроля – программа / Экология производства – научно-практический портал [Электронные данные] // Электронный ресурс – Режим доступа: <https://www.ecoindustry.ru/>

7. Международный аэропорт Афин доверяет IoT платформе от компаний EXM и Libelium для улучшения эффективности экологического мониторинга [Электронные данные] // Электронный ресурс – Режим доступа: <https://iotsmart.ru/>

8. Модели рассеивания примеси (Википедия – свободная энциклопедия) [Электронные данные] // Электронный ресурс – Режим доступа: <https://ru.wikipedia.org/wiki/>

9. Руководство. Мониторинг устройств Интернета вещей [Электронные данные] // Электронный ресурс – Режим доступа: <https://docs.microsoft.com/ru-ru/azure/iot-accelerators/>

10. Систему мониторинга за экологией на основе интернета вещей создали в России [Электронные данные] // Электронный ресурс – Режим доступа: <https://inkazan.ru/>

11. Управление бюджетом, транспортом, экологией: как используют интернет вещей и «умные» технологии в городах / Отрывок из книги главного акционера и генерального директора *Springwise* Джеймса Бидуэлла «Это прорыв» [Электронные данные] // Электронный ресурс – Режим доступа: <https://vc.ru/>

12. Экологически чистая сеть. Новые технологии для сохранения окружающей среды [Электронные данные] // Электронный ресурс – Режим доступа: <https://www.dp.ru>

13. IDC стала партнером и консультантом по разработке концепции Smart Almaty [Электронные данные] // Электронный ресурс – Режим доступа: <https://iot.ru/>

14. IoT и проблемы экологии / блог компании Unet [Электронные данные] / Электронный ресурс – Режим доступа: https://habr.com/ru/hub/internet_of_things

15. IoT решения и технологии – Интернет вещей [Электронные данные] // Электронный ресурс – Режим доступа: <https://icbcom.ru/ru/>

16. Mail.ru IoT Platform / Промышленная платформа интернета вещей для быстрого создания IoT-решений [Электронные данные] // Электронный ресурс – Режим доступа: <https://mcs.mail.ru/>

SEGMENTATION OF URBAN TERRITORIES AND IoT APPLICATION IN ENVIRONMENTAL MONITORING OF THE AIR

A.M. Bashkatov

The option of a comprehensive assessment of the level of environmental hazard at the control point based on segmentation of the territory and the use of IoT tools as hardware components of the system are being considered. Within the city, this is the zoning of a settlement according to the levels of potential danger, depending on a number of factors: the size of the living population, indications of migration cartograms, traffic flows, building height and density, meteorological conditions and climate changes. A feature of the proposed approach is the integrated accounting of current measurements, refined by the testimony of past years. The forecast is based on an iterative comparison of the parameters obtained from local sensors with seasonal-temporal statistics of long-term observations approximated by the readings of stationary posts depending on their location with respect to the local control point. The IoT terminal element, designed to reduce the level of danger, is the control modules of the ventilation / disinfection system or SMS-notification of the parameters of this zone. After receiving the signal, the actuator of the cleaning system and SMS are turned on – a warning with the parallel transfer of coordinates to gate (cloud server) for recording information in the archive.

Keywords: data, internet of things, sensors, observation posts, danger, actuators, statistics, gates, servers, cloud storage.

УДК 504.064.2

МНОГОФАКТОРНАЯ МОДЕЛЬ ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ГОРОДСКОЙ СРЕДЫ (на примере г. Тирасполя)

Е.В. Сокольская^{1,2}, Б.И. Кочуров³, Ю.А. Долгов²

¹Институт экологии и природных ресурсов, Бендеры, Приднестровье, Молдова

²Приднестровский государственный университет им. Т. Г. Шевченко,

Тирасполь, Приднестровье, Молдова, e-mail: sevchik85@mail.ru

³Институт Географии РАН, Москва, Россия

В статье рассматривается многофакторная модель для геоэкологической оценки качества урбанизированных территорий. Важными факторами качества городской среды являются показатели загрязнения атмосферного воздуха и почв, акустический режим, состояние поверхностных водных объектов, обеспеченность территории зелеными насаждениями и близость природно-рекреационных зон. Значения весовых коэффициентов важности влияющих факторов определены методом экспертного оценивания. Предложен план природоохранных мероприятий для повышения геоэкологической комфортности проживания населения жилого микрорайона г. Тирасполя.

Ключевые слова: многофакторная модель, качество среды, геоэкологическая комфортность проживания, экспертная оценка, весовые коэффициенты важности.

Введение

Городская система обладает сложной территориальной, архитектурно-планировочной и социально-экономической организацией, природно-экологическим каркасом, предоставляет комплекс условий для проживания населения. В городах природная среда подвергается разнообразным антропогенным нагрузкам, однако способна восстанавли-

ливаться, защищая при этом людей. Человек может адаптироваться к городским условиям только в случае достижения компромисса между техногенной и природной средой. Поэтому одна из актуальных на сегодня задач заключается в сохранении и повышении качества городской среды, создании благоустроенных и комфортных городов для жизнедеятельности населения.

На сегодняшний день наилучшим теоретическим подходом к оценке качества жизни человека обладает концепция устойчивого развития общества, принятая на конференции ООН по окружающей среде в 1992 году, предполагающая сбалансированное решение социально-экономических задач и проблем сохранения благоприятной окружающей среды и природно-ресурсного потенциала в целях удовлетворения потребностей нынешнего и будущих поколений людей. Важным измерительным инструментом для принятия решений, планирования деятельности общества являются индикаторы и индексы устойчивого развития [5, 6].

Геоэкологический потенциал территории является важным критерием, определяющим комфортность среды жизни человека и обеспечивающим ее устойчивое сбалансированное развитие. Концентрации вредных загрязнителей в атмосфере, питьевой воде и почве являются основными индикаторами качества окружающей среды, так как обуславливают предрасположенность населения к различным заболеваниям. В свою очередь, комфортные природные условия способствуют сохранению здоровья и наилучшего самочувствия человека.

Всестороннее изучение геоэкологического состояния городской структуры требует систематизации и разработки методических подходов к изучению её качества, создания новых информационных показателей, построения многофакторных моделей геоэкологической оценки качества среды жизни человека с целью выявления региональных особенностей взаимодействия природных и техногенных систем.

Методы исследования

Методика построения комплексных показателей опирается на экспертные мнения о том, какие именно условия (факторы) в большей степени определяют геоэкологическое качество городской среды. При этом комплексный показатель качества среды жизни представляет собой свертку оценок более частных критериев, представленных в виде различных статистических показателей и результатов соответствующих экспертных опросов. Интегральная оценка качества природно-техногенной городской среды включает алгоритмы построения частных моделей для ее компонентов.

Для построения многофакторной математической модели, отражающей состояние городской среды, вначале была разработана единая совокупность факторов, формирующих условия производственной, жилой и рекреационной сфер жизни человека. Наиболее важными критериями качества городской среды являются показатели загрязнения атмосферного воздуха и почв, акустический режим территории, состояние поверхностных водных объектов, обеспеченность территории зелеными насаждениями и близость природно-рекреационных зон.

Учитывая комплексный характер воздействия природных и техногенных факторов на городскую среду, дальнейшим шагом стало определение обобщённого показателя. Однако построение такого комплексного показателя является достаточно сложной задачей, поскольку суммарное воздействие факторов на природную среду не равносильно сумме их воздействий в отдельности. Для разных типов функциональных зон выбранные факторы имеют различный уровень предпочтительности для человека.

Степень значимости факторов оценивалась путем их «взвешивания». Значения весовых коэффициентов важности влияющих факторов в различных функциональных зо-

нах удалось определить экспертными методами. Под методом экспертного оценивания следует понимать «методы выявления, формализации и обработки неявной, качественной, субъективной информации, которая может содержаться в мнениях, поведении и высказываниях людей» [1].

Особенно важным этапом в применении экспертного метода была верификация результатов опроса на согласованность суждений. Так как экспертное оценивание проводилось путем ранжирования факторов, для проверки согласованности мнений использовался коэффициент конкордации (согласия) Кендалла. Согласованность экспертных суждений оценивалась согласно шкале Харрингтона (таблица 1).

Таблица 1

Согласованность экспертных суждений согласно шкале Харрингтона

Коэффициент конкордации	Степень согласованности
0,80 – 1,00	Очень высокая
0,64 – 0,79	Высокая
0,37 – 0,63	Удовлетворительная
0,20 – 0,36	Низкая
0,00 – 0,19	Очень низкая

Для построения многофакторной оценки геоэкологического качества городской среды предложено использовать обобщенную функцию желательности Харрингтона-Менчера, адаптированную для системы показателей, характеризующих комплексно геоэкологическое состояние городской территории. Обобщенная функция желательности Харрингтона-Менчера является количественным выражением, характеризующим объект всесторонне как единое целое, поскольку заданному набору частных параметров со своими весовыми коэффициентами соответствует одно значение обобщенной функции. Кроме того, обобщенная функция желательности позволяет учитывать разнородные факторы, в том числе проводить количественную оценку качественных показателей. Количество факторов, учитываемых в модели, может быть произвольным [2, 3].

Комплексный показатель качества среды (КПКС) на основе обобщенной функции желательности был найден по формуле:

$$D = \sqrt{\sum_{i=1}^6 w_i} \sqrt{d_1^{w_1} \cdot d_2^{w_2} \cdot d_3^{w_3} \cdot d_4^{w_4} \cdot d_5^{w_5} \cdot d_6^{w_6}}, \quad (3)$$

как средневзвешенное геометрическое частных показателей d_i ($i = \overline{1,6}$), отражающих состояние различных факторов, влияющих на качество городской среды:

- d_1 – частный показатель качества атмосферного воздуха;
- d_2 – частный показатель уровня акустического воздействия;
- d_3 – частный показатель качества почв;
- d_4 – частный показатель качества водных объектов;

d_5 – частный показатель обеспеченности территории зелеными насаждениями;
 d_6 – частный показатель доступности к природно-рекреационным зонам;
 w_i – значение весов частных показателей, $i = \overline{1,6}$.

Характерной особенностью расчета комплексного показателя качества среды стало нахождение математических моделей частных показателей d_i ($i = \overline{1,6}$) в виде логистических кривых. Основной принципиальной идеей использования комплексного показателя качества среды является преобразование натуральных значений частных параметров различной экологической сущности и размерности в единую безразмерную шкалу с диапазоном значений от 0 до 1, разработанную ЮНЕСКО.

Геоэкологическая комфортность городской среды для проживания населения оценивалась по значению КПКС (таблице 2) [2, 3].

Таблица 2

Оценка геоэкологической комфортности по значению КПКС

Геоэкологическая комфортность	Значение КПКС (отметки по шкале ЮНЕСКО)
Очень высокая	0,88 – 1,00
Высокая	0,71 – 0,87
Удовлетворительная	0,51 – 0,70
Низкая	0,37 – 0,50
Очень низкая	0,00 – 0,36

Предлагаемая методика количественной геоэкологической оценки качества среды жизни человека позволяет анализировать городскую территорию в целом, ее отдельные районы и даже зоны с учётом выбранных факторов окружающей среды, а также изучать динамику геоэкологической комфортности конкретной территории.

Результаты исследования

Для нахождения весовых коэффициентов важности влияющих факторов в различных функциональных зонах г. Тирасполя был проведен опрос мнений 30 экспертов. В состав экспертной группы входили сотрудники научных и образовательных учреждений, представители органов государственного управления и общественных организаций, обладающие достаточной компетентностью для принятия достоверного решения. Степень согласованности их балльных оценок в опросе согласно значению коэффициента конкордации Кендалла по шкале ЮНЕСКО оказалась «низкой», что привело к выделению трех групп экспертов с последующим нахождением усредненных весовых коэффициентов важности факторов. В качестве примера в таблице 3 приведены значения весовых коэффициентов важности факторов по результатам обработки мнений первой группы экспертов [2, 3].

Для апробации разработанной методики геоэкологической оценки качества городской среды на основе многофакторного моделирования был выбран вид математических функций частных показателей d_i ($i = \overline{1,6}$) для г. Тирасполя. После чего были определены конкретные значения коэффициентов и показателей степени всех выбранных функций [2, 3].

Таблица 3

**Весовые коэффициенты важности факторов
согласно 1 группе экспертов**

Тип функциональной зоны	Весовые коэффициенты важности факторов согласно 1 группе экспертов				
	Загрязнение атмосферного воздуха (физическое и акустическое)	Загрязнение почв	Состояние водных ресурсов	Обеспеченность зелеными насаждениями	Доступность природно-рекреацион. зон
Промышленная	0,261	0,15	0,161	0,26	0,168
Многоэтажная жилая	0,249	0,144	0,161	0,232	0,214
Частная жилая	0,235	0,245	0,244	0,142	0,134
Парковая	0,231	0,176	0,184	0,221	0,188
Городской пляж	0,221	0,254	0,254	0,141	0,13

В качестве примера приводим математическую формулу (1) для частного показателя качества почв и график ее функции (рисунок 1):

$$d_3 = \exp \left\{ -\exp \left\{ - \left[4,85 \left(\frac{32-Y}{31} \right)^{0,757} - 2,2 \right] \right\} \right\} \quad (1)$$

Геоэкологическая оценка качества городской среды на основе многофакторной модели реализована для жилого микрорайона «Текстильщиков» г. Тирасполя. Конкретные значения частных факторов были определены на этапе исследования геоэкологической ситуации [4]. Геоэкологическая ситуация микрорайона «Текстильщиков» с учетом вышеперечисленных критериев представлена в виде вектора:

$$\vec{Es}(14,8; 82; 19; 6,2; 48; 480), \quad (2)$$

что соответствует вектору значений частных показателей качества среды:

$$\vec{d}(0,34; 0,46; 0,38; 0,31; 0,75; 0,60). \quad (3)$$

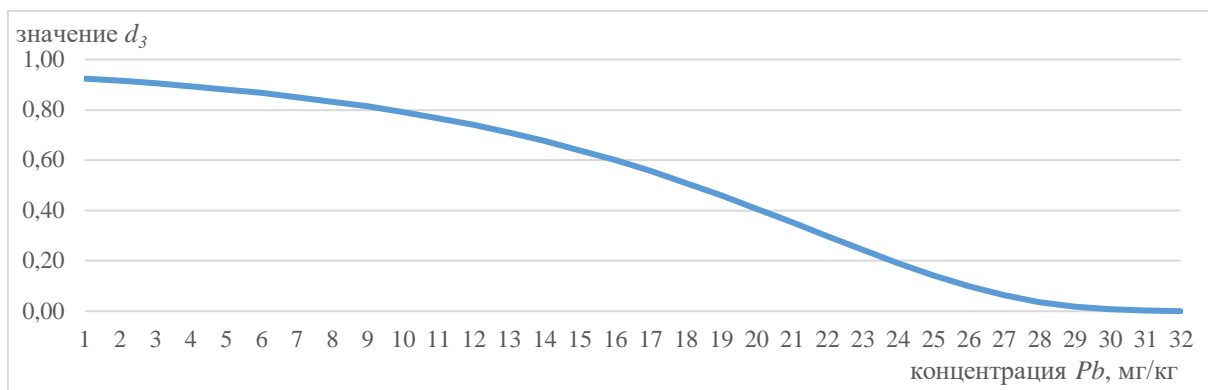


Рисунок 1. График функции для частного показателя качества почв d_3 по значению концентрации свинца (Pb) и его соединений, в мг/кг

Геоэкологическая комфортность городской среды микрорайона «Текстильщиков» согласно мнениям различных групп экспертов по значению комплексного показателя качества городской среды оценивалась как «низкая» по шкале ЮНЕСКО (таблица 4).

Таблица 4

Геоэкологическая комфортность микрорайона «Текстильщиков» по значению КПКС

Номер группы экспертов	Значение КПКС (D)	Геоэкологическая комфортность согласно шкале ЮНЕСКО
1	0,44	Низкая
2	0,43	Низкая
3	0,49	Низкая
Ср. зн. (трех групп экспертов)	0,45	Низкая

Улучшение геоэкологического состояния, повышение комфортности проживания населения и обеспечение устойчивого сбалансированного развития городской территории представлено в виде следующего плана мероприятий с учетом приоритета всех показателей качества городской среды (таблица 5).

Мероприятия принимались системно, учитывая неблагоприятные состояния всех компонентов городской среды. Повышение геоэкологической комфортности городской среды для проживания населения микрорайона «Текстильщиков» обеспечивается последовательностью выполнения разработанных мероприятий «M1→M2→M3→M4». Значение комплексного показателя качества среды для жилого микрорайона «Текстильщиков» после реализации всех мероприятий будет соответствовать «высокому» уровню геоэкологической комфортности проживания [2, 3].

План мероприятий для микрорайона «Текстильщиков» г. Тирасполя

№	Содержание мероприятия и экологический эффект	№ группы экспертов	Значение КПКС	Комфортность среды по шкале ЮНЕСКО
M1	<p>Содержание выбросов в атмосферный воздух и уровень шума от автотранспорта по периметру микрорайона «Текстильщиков» за счет организационных и технических мероприятий:</p> <p>Концентрации загрязняющих веществ в атмосферном воздухе снизятся: NO₂ на 23 %, CO₂ – 11 % и т. д. Значение комплексного индекса загрязнения атмосферы (КИЗА) по расчетным данным уменьшится на 22 %.</p> <p>Уровни шума от транспортных потоков на автомагистралях оцениваются значением: 70–75 дБА.</p> <p>Снижение накопления тяжелых металлов в почве на 25 %.</p>	1 гр.	0,51	Удовлетворительная
		2 гр.	0,50	Низкая
		3 гр.	0,55	Удовлетворительная
		СЗ	0,52	Удовлетворительная
		Ст. откл.	0,026	
M2	<p>Реконструкция зеленой защитной (буферной) зоны по периметру микрорайона:</p> <p>1. Увеличится обеспеченность микрорайона зелеными насаждениями общего пользования на 5 %.</p> <p>Значение КИЗА по расчетным данным снизится в среднем на 15–20 %.</p> <p>Уровень шума на территории жилой застройки будет равен 55–65 дБА.</p> <p>Концентрация тяжелых металлов (свинца и его соединений) в почве уменьшится от 30 % до 50 %.</p>	1 гр.	0,58	Удовлетворительная
		2 гр.	0,56	Удовлетворительная
		3 гр.	0,60	Удовлетворительная
		СЗ	0,58	Удовлетворительная
		Ст. откл.	0,02	
M3	<p>Реконструкция озеленения многоэтажного сектора для формирования ландшафтно-пространственных и породно-возрастных насаждений:</p> <p>Увеличится обеспеченность многоэтажного сектора древесно-кустарниковыми породами на 15 %.</p> <p>Снизится загрязнение воздуха на территории многоэтажного сектора.</p> <p>Уменьшение КИЗА по расчетным данным составит от 7 % до 10 %.</p> <p>Уровень акустического дискомфорта на территории многоэтажного сектора будет равен от 50 до 60 дБА.</p>	1 гр.	0,62	Удовлетворительная
		2 гр.	0,60	Удовлетворительная
		3 гр.	0,65	Удовлетворительная
		СЗ	0,62	Удовлетворительная
		Ст. откл.	0,025	
M4	<p>Благоустройство сквера для отдыха населения микрорайона в водоохранной зоне ручья Колотовый и на прилегающей к ней территории:</p> <p>Предполагается санация ручья с целью соответствия 3 классу загрязненности.</p> <p>Удельный комбинаторный индекс загрязнения воды (УКИЗВ) для ручья Колотовый (в границах этой территории) в прогнозе должен соответствовать значению от 2 до 4.</p> <p>Радиус доступности природно-рекреационных зон для жителей микрорайона составит до 350 метров.</p>	1 гр.	0,73	Высокая
		2 гр.	0,73	Высокая
		3 гр.	0,74	Высокая
		СЗ	0,73	Высокая
		Ст. откл.	0,006	

Заключение

Многофакторная модель количественной оценки геоэкологического качества городской среды предложена на основе обобщенной функции желательности Харрингтона-Менчера. Переход от однофакторных оценок состояния городской среды к комплексному показателю качества среды позволил оценить эффективность выполнения плана природоохранных мероприятий, направленных на улучшение качества атмосферного воздуха, почв, поверхностных водных объектов, зеленых насаждений.

Высокое геоэкологическое качество городского пространства, благоустройство и безопасность среды жизни человека является необходимым условием существования городских систем и важным конкурентным преимуществом для участия в социально-экономическом сотрудничестве межгосударственного уровня, повышения инвестиционной и туристической привлекательности городов.

Литература

1. Долгов Ю.А. Статистическое моделирование: Учебник для вузов. Тирасполь: Изд-во Приднестр. ун-та, 2011. 346 с.
2. Сокольская Е.В. Методика геоэкологической оценки качества городской среды на основе многофакторного моделирования: автореф. дис. ... канд. геогр. наук: 25.00.36. Тирасполь, 2019. 24 с.
3. Сокольская Е.В., Кочуров Б.И., Долгов Ю.А., Лобковский В.А. Многофакторная модель как основа для управления качеством окружающей среды урбанизированных территорий // Теоретическая и прикладная экология, 2018. № 2. С. 20–34.
4. Сокольская Е.В., Ивашкина И.В. Пространственная оценка экологической ситуации г. Тирасполя с использованием ГИС-технологий // Проблемы региональной экологии, 2016. № 6. С. 105–112.
5. Тарасова, Н.П. Индексы и индикаторы устойчивого развития / Н.П. Тарасова, Е.Б. Кручинина / Устойчивое развитие: природа – общество – человек: материалы междунар. конф. М., 2006. Том 1. С. 127–144.
6. Указ Президента Российской Федерации «О концепции перехода Российской Федерации к устойчивому развитию» от 1 апреля 1996 г. № 440 // СЗ РФ. 1996. № 15. Ст. 1572.

A MULTI-FACTOR MODEL OF GEOECOLOGICAL ASSESSMENT OF QUALITY OF URBAN ENVIRONMENT

E.V. Sokolskaya, B.I. Kochurov, Yu.A. Dolgov

The article is considered a multi-factor model for geoecological assessment of quality of urban areas. Important factors of quality of urban environment are indicators of air and soil pollution, acoustic regime, state of surface water bodies, availability of green territories and proximity of natural and recreational areas. The values of weight coefficients of importance of influencing factors are determined by method of expert assessment. A plan of environmental measures is proposed to improve the comfortable living of the population of the residential microdistrict of Tiraspol.

Keywords: multi-factor model, environmental quality, geoecological comfortable living, expert assessment, weight coefficients of importance.

**БИОГЕОХИМИЯ ПОЧВ
И ТЕХНОЛОГИИ ИХ РЕМЕДИАЦИИ**

УДК 553.97:551.312.2

ИТОГИ МОНИТОРИНГОВЫХ НАБЛЮДЕНИЙ НА МЕЛКОКОНТУРНОМ ВЫРАБОТАННОМ ТОРФЯНИКЕ

Т.Ю. Анисимова

*Всероссийский НИИ органических удобрений и торфа –
филиал ФГБНУ «Верховолский ФАНЦ», п. Вяткино, Владимирская область, Россия
e-mail: anistan2009@mail.ru*

В работе представлены результаты ретроспективного мониторинга изменения содержания подвижных форм фосфора и калия в почве торфяника, расположенного на территории Судогодского района Владимирской области. Представлены итоги геоботанического обследования торфяного массива, которое проведено впервые. В ходе мониторинга состояния выработанного мелкозалежного торфяника установлена связь между мощностью остаточного слоя торфа на торфяных картах и биологическими, агрофизическими свойствами почв исследуемого объекта. Полученные результаты исследований будут использованы для разработки эффективных рациональных приемов и технологий использования выработанного торфяника в зависимости от длительности и направлений сельскохозяйственного пользования, определения перспектив эксплуатации торфяника.

Ключевые слова: мелкоконтурный выработанный торфяник, болотные почвы, мониторинг, растительность.

Введение

При разработке приемов интенсификации земледелия на торфяных почвах разной стадии антропогенной эволюции важнейшее значение имеет объективная оценка состояния их свойств и прогноз возможных изменений во времени под влиянием антропогенных и абиотических факторов. Для рационального использования этих почв, сохранения и повышения плодородия необходимо знать закономерности развития, тенденции трансформации свойств и уметь воздействовать на эти изменения [7, 8].

Во Владимирской области насчитывается 723 торфяных месторождения, из них 217 месторождений площадью более 10 га в границах промышленной глубины, 85 – с полностью прогнозными ресурсами, 421 – площадью до 10 га, на которых разведанные запасы торфа по сумме категорий А+В+С1 и С2 (144 месторождений) и прогнозные ресурсы по категории Р1 (277 месторождений) составляют 4277 тыс. т. [3, 6]. Т. е., количество мелкоконтурных торфяников составляет более половины от общего количества месторождений. В настоящее время такие месторождения, в основном, заброшены и зарастают лесом, хотя известно, что мелкозалежные и мелкоконтурные торфяники следует отводить под культурные сенокосы и пастбища [7]. Осушенные заброшенные торфяники представляют экологическую опасность в связи с возникновением торфяных пожаров, причиной которых является, в основном, несоблюдение противопожарной безопасности при палах сухой травы, разжигании костров и т. д. Цель исследований – выявить особенности влияния действия биотических и абиотических факторов на изменение агрохимических, биологических и агрофизических свойств антропогенно-преобразованной торфяной почвы выработанных и выведенных из сельхозиспользования торфяников.

Методика

Исследования проводятся на Байгушском торфяном месторождении, расположенном в 1,5 км на северо-восток от д. Байгуши Судогодского района Владимирской области и находящемся на территории торфо-болотного района Мещерская низменность [12]. Объектом исследований являются болотные почвы мелкоконтурного заброшенного торфяника. Согласно данным геологоразведки 1977 г., тип торфяной залежи был определен как переходный (А – 15,4 %, R – 45 %) [11]. Общая площадь торфяного массива составляла 13,8 га, запасы торфа – 30 тыс. м³ (или 6 тыс. т 40 %-ной влажности). По данным космической съёмки 2017 г., площади карт составляют: I – 1,62 га, II – 1,61 га, III – 1,4 га, IV – 2,24 га, V – 2,58 га, общая площадь торфяника – 9,45 га (без учета площадей под каналами) [15]. Мелиорация (осушение) проведена в 1985 г., водоприёмником являлся овраг, тип использования был установлен как сельскохозяйственный (окультуренный сенокос). В 1990-е гг. в сельскохозяйственном использовании находилось 20–25 % площади (I и II торфяные карты), которые почти полностью сработаны и использовались в основном для выращивания зерновых культур. Торфяник на картах III, IV и V также частично сработан и в настоящее время полностью заброшен. В 1998 г. было проведено почвенно-агрохимическое обследование территории торфяного массива, были определены значения рН, содержание подвижных фосфора и калия. Схема расположения торфяных карт и реперных точек показаны на рис. 1. Координатная привязка точек обследования проведена в 2018–2019 гг.

	картовый канал			Магистральный канал	
	· 15 N56.07699833° E40.50647333°	· 14 N56.076305° E40.50746167°	· 13 N56.074235° E40.507667883°		
	картовый канал				
	IV карта	· 10 N56.07662333° E40.50646667°	· 11 N56.074235° E40.507667883°		· 12 N56.074235° E40.507667883°
	картовый канал				
III карта	· 9 N56.07567° E40.50625833°	· 8 N56.07503637° E40.506695°	· 7 N56.07376167° E40.508933°		
картовый канал					
II карта	· 6 N56.07536333° E40.50709667°	5 N56.07472667° E40.50677967°	· 4 N56.074235° E40.507667883°		
картовый канал					
I карта	· 1 N 56.075733° E 40.4821565°	· 2 N56.074336° E40.5064967°	· 3 N56.07388° E40.5069067°		

Рисунок 1. Схема расположения карт и точек

Для мониторинга изменения и мониторинга состояния агрохимических, биологических и агрофизических свойств почв мелкоконтурного торфяника проведено экспедиционное почвенно-агрохимическое исследование торфяного массива с использованием специальных методик [2, 5, 14], агрохимические параметры почвы определяли в соответствии с ГОСТами, нитрифицирующую способность по методу Кравкова, целлюлозолитическую активность – аппликационным методом, плотность и плот-

ность твердой фазы почвы – весовым методом [1, 8, 10]. Геоботаническое обследование проводили в биогеоценозах 15 локаций в границах пяти торфяных карт, которое состояло в определении видов растений и их обилия по шкале Друде [9].

Результаты

В ходе ретроспективного мониторинга установлено, что на I карте в слое почвы 0–80 см содержание подвижного фосфора и обменного калия изменилось незначительно, что можно объяснить тем, что территория карты была длительное время в сельхозиспользовании. Площади остальных карт были заброшены с середины 90-х гг., весной они в основном, находятся под водой, в сухие годы в сельхозпроизводстве частично использовалась территория карты II. На карте V в слоях почвы от 0 до 80 см отмечено увеличение содержания подвижного фосфора, что можно объяснить его биогенным накоплением в условиях отсутствия удобрений, так как фосфор, как показано в исследованиях Кулаковской Т.Н., Уланова А.Н. и др., обладает крайне слабой миграционной способностью, при этом вымывается не более 3–5 % его общих запасов [4, 13, 2]. Также во многих работах показано, что на мелкозалежных слабо- и среднеразложившихся торфяниках при промывном водном режиме и высоком стоянии грунтовых вод фосфор может проникать в подпахотные и нижележащие слои [13, 8, 7], что также показывают и наши наблюдения. В отличие от подвижного фосфора, накопление обменного калия в почве карт IV–V в слоях от 0 до 80 см не наблюдалось, ввиду его большой подвижности и интенсивного потребления растениями, особенно в слое почвы 30–50 см, где расположена основная масса корней. Значение рН в почве торфяника практически не изменилось.

Различие данных по определению биологических и агрофизических свойств почвы торфяника, представленных в таблице 1, можно объяснить различием в степени окультуренности изучаемых почв и величиной остаточного слоя торфа на картах.

Таблица 1

Биологические и агрофизические свойства почвы торфяника

Карта	Точка	Нитрифицирующая способность, мг/кг/30 суток	Целлюлозолитическая активность, %	Плотность почвы, г/см ³	Плотность твердой фазы, г/см ³	Порозность, %	Мощность остаточного слоя торфа, см
I	1	31,0	17,0	1,8	2,26	39,0	<10
	2	32,4	17,5	1,40	2,24	39,5	<10
	3	32,8	17,5	1,49	2,03	26,2	<10
II	4	45,9	17,5	1,54	2,27	32,0	<10
	5	49,2	12,5	1,39	2,19	36,6	<10
	6	43,7	17,5	1,18	2,20	46,1	<10
III	7	14,8	70,0	0,68	1,98	65,4	31–50
	8	25,8	10,0	1,21	2,07	41,4	<30
	9	35,4	17,5	1,22	2,08	47,8	<30
IV	10	13,2	17,5	1,20	1,80	34,0	<30
	11	11,1	55,0	0,77	1,30	41,0	31–50
	12	11,9	57,5	0,77	1,30	59,0	>51
V	13	14,8	77,5	0,72	1,84	60,6	>51
	14	14,2	62,5	0,81	1,92	57,8	>51
	15	14,9	25,0	0,78	1,82	57,4	31–50

Показатели нитрифицирующей способности верхнего слоя почвы снижались с увеличением мощности торфа (точки 7,10–15), целлюлозолитическая активность и порозности (пористости), наоборот, в почве в этих точках повышалась. С увеличением мощности торфа показатели плотности почвы снижались с 1,18–1,8 (точки 1–6,8–10) до 0,68–0,81 г/см³, в этой зависимости находятся показатели плотности твердой фазы.

Растительный покров является важной характеристикой торфяного месторождения. По результатам обследования объекта были установлены преобладающие типы и виды растительности (рис. 2).

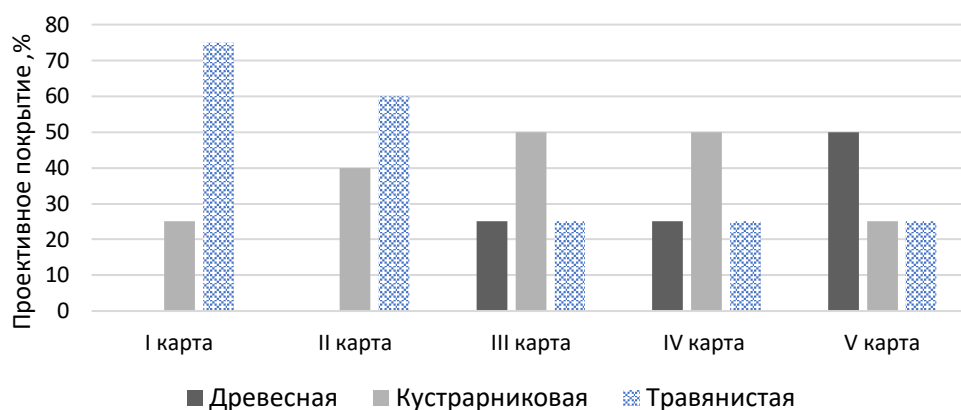


Рисунок 2. Типы растительности на картах

На карте I состав травянистого яруса разнообразен, ОПП (общее проективное покрытие) составляет > 70 %: вероника дубравная (*Veronica vulgaris* L.), вейник наземный (*Calamagrostis epigéjos* L.), костер безостый (*Bromopsis inermis* L.), клеверы, мятлики, осока острая (*Carex acuta* L.), пижма обыкновенная (*Tanacetum vulgare* L.); полевица тонкая (*Agrostis capillaris* L.), пырей ползучий (*Elytrigia repens* L.), тимopheевка луговая (*Phleum pratense* L.), тысячелистник обыкновенный (*Achillea millefolium* L.), хвощи. Кустарниковый тип растительности (ОПП > 20 %) представлен ивой мохнатой (*Salix lanata* L.), ивой остролистной (*Salix acutifolia* L.). На карте II доля травянистой растительности уменьшилась, ОПП > 60 %: бодяк полевой (*Cirsium arvense* L.), василек полевой (*Centaurea jacea* L.), золотарник обыкновенный (*Solidago virgaurea* L.), костер безостый (*Bromopsis inermis* L.), клеверы, мятлики, осока острая (*Carex acuta* L.), осоты, полевица тонкая (*Agrostis capillaris* L.), пырей ползучий (*Elytrigia repens* L.), тимopheевка луговая (*Phleum pratense* L.), хвощи. Кустарниковый тип растительности (ОПП ~ 40 %) представлен ивой мохнатой (*Salix lanata* L.), ивой остролистной (*Salix acutifolia* L.), шиповником собачьим (*Rosa canina* L.).

Заращение поверхности выработанного торфяника древесно-травянистой растительностью в значительной степени зависело от мощности остаточного торфа. На участках слабо- и среднесработанных (мощность торфа от 0 до 20 см) и выбывших из сельскохозяйственного использования в середине 90-х годов (точки №№ 8, 9, 10, 15 – карты IV–V) сформировался лес, с присущей ему многоярусностью: основную массу древесной растительности составляет береза повислая (*Betula pendula* L.) – высотой 15–22 м, рябина обыкновенная (*Sorbus aucuparia* L.) – 2–4 м, сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris* L.) – до 3 м; кустарники представлены в основном ивами. При мощности слоя остаточного торфа от 30 см и более, рост и развитие древесной растительности происходили медленно (точки

№ № 7,11,12,13,14 – карты III–V). Многоярусность леса выражена слабо: встречаются единичные березы (до 5–6 м), осины (2–3 м); кустарники представлены ивами, шиповником собачьим (*Rosa canina* L.), малиной лесной (*Rubus idaeus* L.), лещиной обыкновенной (*Corylus avellana* L.). Так как некоторые участки на картах III–V часто находятся под водой до конца весны, разнотравье (ОПП ~ 25 %) пополняется влаголюбивой растительностью: бодяк полевой (*Cirsium arvense* L.), дудник лесной (*Angelica sylvestris* L.), золотарник обыкновенный (*Solidago virgaurea* L.), клеверы, мятлики, купырь лесной (*Anthriscus sylvestris* L.), осока острая (*Carex acuta* L.), осока пузырчатая (*Carex vesicaria* L.) подмаренник цепкий (*Galium aparine* L.); пушица влагалищная (*Eriophorum vaginatum* L.), хвощи.

Заключение

В ходе проведения почвенно-агрохимического обследования пяти карт торфяника установлено, что содержание подвижного фосфора за 20-летний период заметно возросло в слое почвы 0–80 см на пятой карте, а содержание обменного калия значительно снизилось в почве четвертой и пятой карт. В ходе мониторинга состояния выработанного мелкоконтурного торфяника установлена прямая связь между мощностью остаточного слоя торфа на картах и целлюлозолитической активностью и пористостью почвы, обратная связь – между мощностью слоя торфа и нитрифицирующей способностью, плотностью почвы. На сработанных участках растительность представлена в основном разнотравьем и кустарником, что можно объяснить довольно длительным использованием карт в сельхозпроизводстве, на среднесработанных участках преобладает кустарниково-древесная растительность, при мощности слоя торфа более 30 см на затопляемых участках доминируют осоки, пушица.

Литература

1. Агрохимические методы исследований почв. М.: Наука, 1975. 656 с.
2. Глазовская М.А. Дмитриев Е.А. Закономерности пространственного варьирования свойств почв и информационно-статистические методы их изучения. М.: Наука, 1970. 224 с.
3. Государственный баланс запасов полезных ископаемых Российской Федерации на 1 января 2008 года, вып. 96. Торф. М.: Российский федеральный геологический фонд, 2008. 204 с.
4. Кулаковская Т.Н., Богдевич Н.М., Ярошевич М.И. [и др.] Методы определения оптимальных параметров агрохимических свойств, отражающих разную степень окультуренности и продуктивности почвы // Теоретические основы и методы определения оптимальных параметров свойств почв. Науч. тр. Почв. ин-т им. В.В. Докучаева. М. 1980. С. 5–15.
5. Нейштадт М.И. Методы исследования торфяных болот. Часть 2. Лабораторные и камеральные работы // Труды Центральной торфяной опытной станции. Том 6. Москва: Изд-во Наркомата земледелия РСФСР, 1939. 172 с.
6. О состоянии окружающей среды и здоровья населения Владимирской области в 2017 году: ежегодный доклад. Вып. 25 // Администрация Владим. обл., Департамент природопользования и охраны окруж. среды. Владимир: Транзит-ИКС, 2018. 118 с.
7. Поздняков А.И., Ковалев Н.Г., Мусекаев Д.А., Позднякова Л.А. Торф, торфяные почвы, удобрения М.: ВНИИМЗ. 1998. 239 с.
8. Семененко Н.Н. Агрохимические методы исследования состава соединений азота, фосфора и калия в торфяных почвах. Минск: Беларус. Навука, 2013. 78 с.
9. Сукачев В.Н., Лавренко Е.М. Краткое руководство для геоботанических исследований в связи с полезащитным лесоразведением и созданием устойчивой кормовой базы на юге Европейской части СССР. М.: Изд-во АН СССР, 1952. 190 с.
10. Сычев В.Г. и др. Методика отбора почвенных проб по элементарным участкам поля в целях дифференцированного применения удобрений. М.: Всероссийский научно-исследовательский институт агрохимии им. Д.Н. Прянишникова, 2007. 36 с.

11. Торфяные месторождения Владимирской области по состоянию изученности на 1 января 1977 г. М.: Министерство геологии РСФСР, Трест геолторфразведка, 1978. 368 с.
12. Тюремнов С.Н. Торфяные месторождения. М.: Недра, 1976. 488 с.
13. Уланов А.Н. Торфяные и выработанные почвы южной тайги Евро-Северо-Востока России. Киров: Вятка, 2005. 320 с.
14. Федорец Н.Г., Медведева М.В. Методика исследования почв урбанизированных территорий Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2009. 84 с.
15. <https://3planeta.com/googlemaps/google-maps-calculator-ploschadei.html>. Дата обращения 26.02.2017.

THE RESULTS OF MONITORING OBSERVATIONS ON THE SMALL CONTOUR DEVELOPED PEATBOG

T.Yu. Anisimova

In work results of retrospective monitoring of change of content of mobile phosphorus and potassium in soils of the peat bog located in the territory of Sudogodsky district of the Vladimir region are presented. Results of geobotanical examination of the peat massif which is conducted for the first time are presented. Also, the monitoring condition generated melkosortnogo peatland the relation between the capacity residual layer of peat maps and agrochemical, agrophysical and biological properties of soils of the investigated object. The obtained results will be used to develop effective management techniques and technologies developed peat depending on duration and areas of agricultural use, defining the further practical use of the the peat bog.

Keywords: small-contour developed peat bog, wetland soils, monitoring, vegetation.

УДК: 550.47:574.2:502.22

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ЙОДА В ПОЧВАХ И ЛУГОВОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ГЕОХИМИЧЕСКИ КОНТРАСТНЫХ ЛАНДШАФТОВ РОССИИ И БЕЛОРУССИИ, НАИБОЛЕЕ ПОСТРАДАВШИХ ПРИ АВАРИИ НА ЧАЭС

В.Ю. Берёзкин¹, Е.М. Коробова¹, В.С. Баранчуков¹, С.Л. Романов²

¹Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН,

Москва, Россия, e-mail: victor76@list.ru

²УП “Геоинформационные системы”, Минск, Белоруссия

Исследовано распределение стабильного йода в системе «почва–растение» луговых фитоценозов, используемых в качестве пастбищ на территории Брянской области (Россия) и Гомельской области (Беларусь), пострадавших при аварии на ЧАЭС 1986 г. Установлена зависимость содержания йода в почвах и растениях от типа почвы. Выявлены различия в обеспеченности йодом почв и пастбищных растений обеих областей, что могло отражаться на заболеваемости населения, возникающей, как вследствие йододефицита, так и вследствие поступления радиоизотопов йода в организм в период аварийного воздействия.

Ключевые слова: стабильный йод, луговые почвы, пастбищные растения, геохимически контрастные ландшафты, эндемический зоб, радиоактивное загрязнение.

Введение

Йод – один из биологически важных элементов, необходимый для синтеза гормонов щитовидной железы. Недостаток йода в организме человека в зависимости от его

уровня приводит к умственной и физической утомляемости, снижению иммунитета, развитию эндемичного зоба, дефицит йода может провоцировать и ряд других болезней [1, 3–5].

Вышеизложенную проблему усугубляет загрязнение окружающей среды радиоактивными изотопами йода, как вследствие испытаний ядерного оружия, так и в результате аварий на атомных станциях [6, 9–11]. В России проблема последствий так называемого «йодного удара» наиболее ощутима в районах, пострадавших в результате аварии на ЧАЭС (1986 г.).

Наиболее пострадавшей в результате этой аварии в России признана Брянская область [4], а в Белоруссии – Гомельская область [2]. При этом, для обеих граничащих друг с другом областей характерно сочетание воздействия радиоактивных изотопов йода на фоне природного йододефицита, что создаёт дополнительный риск роста заболеваемости раком щитовидной железы местного населения.

Экспедиции лаборатории биогеохимии окружающей среды ГЕОХИ РАН и Брянского клинико-диагностического центра (2007–2012 гг.), проведенные по грантам РФФИ 07-05-912 и 10-05-01148) в Брянской области при участии авторов, выявили значительное варьирование йода в почвах. Подобная неоднородность была обусловлена сочетанием литологических, геохимических и климатических факторов, отражающихся в ландшафтно-геохимической структуре территории. На новом этапе исследований летних полевых исследований 2016–2017 гг. проверялось наличие общих закономерностей распределения йода в почвах пастбищ и укосах трав пастбищной растительности Брянской и Гомельской областей, подвергшихся йодному удару во время аварии. Окончательная обработка полученных данных была завершена в 2019 г. в ГЕОХИ РАН (Москва).

Методы

Все полевые исследования проводили в летний период (июль-август) 2016 и 2017 гг. в хозяйствах тех населенных пунктов, по которым имелись сведения о заболеваемости щитовидной железы среди местного населения (информация предоставленная Брянским КДЦ). Для выполнения поставленной задачи вблизи каждого из выбранных населенных пунктов проводился отбор проб на пастбищных участках, о которых достоверно было известно, что местные жители, чьи личные подсобные хозяйства обследовались нами ранее, выпасают там крупный рогатый скот.

На каждом пастбище выбирались тестовые площадки, характеризующие элементарные ландшафты: автономные (суходолы) и сопряженные с ними подчиненные (мезогидрофитные и гидрофитные луга пониженных элементов рельефа). Отбор образцов почв проводился ручным буром из верхнего слоя мощностью 20 см послойно в следующем интервале глубин: 0–5 см, 5–10 см и 10–20 см. В редких случаях, при резкой смене генетических горизонтов, отбирались образцы с глубин свыше 20 см. При этом в полевых условиях уточнялся тип почвы, ранее диагностированный по почвенной карте масштаба 1:200000.

Отбору почвы предшествовали: 1) измерение плотности загрязнения почвы радиоцезием с помощью полевого гамма-спектрометра Violinist III (США) и определение мощности эквивалентной дозы (мкЗв/ч) прибором MIRA-661, Genitron Instruments GmbH (Германия), 2) отбор средней пробы луговых трав с площадки 20×20 см или 40×40 см в зависимости от однородности и плотности фитомассы. Для характеристики естественных кормов молочного скота растительные пробы состригались секатором на высоте 2 см от поверхности почвы. Таким образом, исследованию подвергались нижние звенья пищевой цепи «почва–растительность–корова–молоко–человек».

Содержание йода в почвах и растениях определялось кинетическим роданидно-нитритным методом [8] в лаборатории биогеохимии окружающей среды института ГЕОХИ РАН (Москва). Статистическую обработку результатов проводили по классическим методикам в программе MS Excel [7]. Массив данных, рассматриваемый в настоящей статье, включает информацию по 37 точкам отбора почв и укосов, характеризующих пастбища в 26 населенных пунктах.

Результаты

Содержание йода в почвах пастбищ варьировало от 0,1 мг/кг до 5,27 мг/кг, достигая максимума в верхних 10 см перегнойно-торфяных почв, используемых под выпас. В плакорных условиях максимальное значение наблюдалось в верхних 5 см серых лесных почв (1,46 мг/кг).

При этом медианная величина концентрации йода для всего массива данных составила 0,62 мг/кг, средняя концентрации в верхнем 0–5 см слое почвы равнялась $1,02 \pm 0,23$ мг/кг, в слое 5–10 см – $1,10 \pm 0,25$ мг/кг, 10–20 см – $0,97 \pm 0,24$ мг/кг ($n = 36$), что свидетельствует о существенной бедности большинства обследованных почв йодом.

В Брянской области наиболее высокое среднее содержание йода наблюдалось в серых лесных почвах, распространённых в восточной её части (медиана от 0,85 мг/кг в слое 0–5 см до 0,97 мг/кг в слое 10–20 см). В Гомельской области наиболее высокое содержание йода было отмечено в перегнойно-торфяных почвах (медиана от 0,96 мг/кг в слое 0–5 см до 1,02 мг/кг в слое 10–20 см).

Большой разброс значений содержания йода, наблюдавшийся как в серых лесных почвах ополья (от 0,5 до 12 мг/кг), так и в дерново-подзолистых почвах полесских и моренных ландшафтов (от 0,1 до 7,3 мг/кг), может быть объяснён влиянием не учтенных в данной группировке факторов, например, вариабельностью гранулометрического состава, а также спецификой использования угодий: предшествующей хозяйственной деятельностью и т. п.

В вертикальном 20-сантиметровом профиле максимальное содержание йода наблюдалось преимущественно в верхнем 5-сантиметровом слое почвы вне зависимости от типа почвы, природного ландшафта и положения в рельефе, что отражает преимущественно атмосферное поступление йода в почвы и подтверждает высокое сродство этого элемента к органическому веществу, приводящее к концентрации йода в верхнем гумусовом горизонте. Исключение наблюдалось только в перегнойно-торфяных почвах Гомельской области, что может быть связано со спецификой формирования торфяного горизонта и захоронением йода в нижележащих слоях.

Содержание йода в укосах трав колебалось от 0,024 мг/кг до 0,347 мг/кг, среднее – $0,101 \pm 0,014$ мг/кг ($n = 34$). Медианное значение йода в укосах трав суходолов (0,061 мг/кг) оказалось существенно ниже, чем в укосах трав низинных лугов (0,108 мг/кг).

Распределение йода в луговых фитоценозах по средним показателям отвечало той же закономерности, что в почвах: его содержание уменьшалось в ряду: подчиненные опольные ландшафты (медиана 0,085 мг/кг), автономные опольные ландшафты (медиана 0,072 мг/кг), суходолы полесья (медиана 0,067 мг/кг) и низинные луга полесья (медиана 0,061 мг/кг). В пастбищной растительности опольных супераквальных ландшафтов наблюдается не только наибольшее среднее содержание йода, но и минимальный разброс значений его содержания (от 0,028 до 0,205 мг/кг).

Заключение

Проведенные исследования подтвердили зависимость содержания йода в почвах и растениях от типа почвообразующей породы и положения пастбищных угодий в ландшафте. Закономерное убывание содержания йода в почвах и растениях наблюдалось в ряду: опольные подчиненные – опольные автономные – полесские подчиненные – полесские автономные ландшафты. Полученные данные заслуживают внимания при организации мониторинга и проведении мероприятий по профилактике йододефицитных заболеваний в зонах радиоактивного загрязнения.

Литература

1. Авцын А.П., Жаворонков А.А., Риш М.А., Строчкова А.С. Микроэлементозы человека. М.: Медицина, 1993. 496 с.
2. Герасимов Г.А., Фигге Д. Чернобыль 20 лет спустя // Клиническая и экспериментальная тиреоидология, 2006. № 2. С. 5–13.
3. Дедов И.И., Свириденко Н.Ю., Герасимов Г.А. Оценка йодной недостаточности в отдельных регионах России // Проблемы эндокринологии, 2000. № 6. С. 3–7.
4. Звонова И.А., Балонов М., Братилова А.А., Данилова И.О., Власов О.К., Щукина Н.В. Дозы облучения щитовидной железы у населения России вследствие выпадений радиоактивно йода после аварии на Чернобыльской АЭС // Атомная энергия, 2004. № 4 (96). С. 310–316.
5. Кашин В.К. Биогеохимия, физиология и агрохимия йода. Л.: Наука, 1987. 261 с.
6. Ковальский В.В. Геохимическая экология. М.: Наука, 1974. 299 с.
7. Коробова Е.М., Берёзкин В.Ю., Колмыкова Л.И., Корсакова Н.В., Кригман Л.В. Дефицит йода в агроландшафтах Брянской области // Вестник РУДН. Сер.: Экология и безопасность жизнедеятельности, 2016. № 3. С. 57–65.
8. Проскуракова Г.Ф., Никитина О.Н. Ускоренный вариант кинетического роданидно-нитритного метода определения микроколичеств йода в биологических объектах // Агрохимия, 1976. № 7. С. 140–143.
9. Cardis E., Kesminiene A., Drozdovitch V., Tenet V., Ivanov V., Vlassov O., Abrosimov A., Chekin S., Lushnikov E., Maksioutov M., Parshin V., Parshkov E., Tsyb A., Malakhova I., Polyakov S., Shabeka N., Eslinger P.W., Napier B.A., Anspaugh L.R. Representative doses to members of the public from atmospheric releases of (131) I at the Mayak Production Association facilities from 1948 through 1972 // J. Environ. Radioactivity. 2014. V. 135. P. 44–53. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2014.04.003>
10. Judprasong K., Jongjaitet N., Chavasit V. Comparison of methods for iodine analysis in foods // Food Chem. 2015. V. 193. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2015.04.058>
11. Korobova E.M., Romanov S.L., Silenok A.V., Kurnosova I.V., Chesalova E.I., Beriozkin V.Yu. Iodine deficiency in soils and evaluation of its impact on thyroid gland diseases in areas subjected to contamination after the Chernobyl accident // J. Geochem. Exploration, 2014. T. 142. P. 82–93.

DISTRIBUTION OF IODINE IN SOILS AND MEADOW PLANTS OF GEOCHEMICALLY CONTRASTING LANDSCAPES OF RUSSIA AND BELARUS, MOST AFFECTED BY THE CHERNOBYL ACCIDENT

V.U. Berezkin, E.M. Korobova, V.S. Baranchukov, S.L. Romanov

The distribution of stable iodine in the soils-plants system of meadows phytocenoses used as pastures in the Bryansk region (Russia) and Gomel region (Belarus) that suffered during the 1986 Chernobyl accident was studied. The dependence of iodine content in soils and plants on the type of soil has been established. Differences in the availability of iodine to soils and pasture plants of both re-

gions were revealed, which could affect the morbidity of the population arising both from iodine deficiency and from the assimilation of radioisotopes of iodine during the period of emergency exposure.

Keywords: meadow soils, pasture vegetation, geochemically contrasting landscapes, endemic goiter, radioactive contamination.

УДК: 550.47 : 338.432

БИОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ПРИРОДА ПЛОДОРОДИЯ ПОЧВ – ОСНОВА НОВЫХ ПОДХОДОВ К ИНТЕНСИФИКАЦИИ СОВРЕМЕННОГО ЗЕМЛЕДЕЛИЯ

Б.П. Боинчан

*Научно-исследовательский институт полевых культур «Селекция», Бэлць
Государственный Университет «Алеку Руссо», Бэлць, Молдова
e-mail: bboincean@gmail.com*

Почвы находятся на границе взаимодействия атмосферы, биосферы, гидросферы и литосферы. Жизнь на Земле была бы невозможной без почв. Постоянные биогеохимические процессы трансформации органического вещества почв являются решающими для их плодородия и функционирования. Пренебрежение почвенного плодородия доминирующей концепцией интенсификации сельского хозяйства, известной под названием “зеленая революция”, привело к множеству экономических, экологических и социальных последствий. Агроэкологический подход к менеджменту почв является основой перехода к более устойчивой системе земледелия.

Ключевые слова: плодородие почв, органическое вещество почв, интенсификация земледелия, агроэкология, менеджмент почв, устойчивое земледелие.

Мы живем в эпоху «антропогена», когда влияние человека на природу стало доминирующим фактором. Вернадский В.И. утверждал о новой эре в развитии биосферы под воздействием научной мысли и человеческого труда «ноосфера», как о новой геологической силе в истории развития Земли. Он признавал неразрывную связь живого и мертвого в природе, т. е. тесную связь между живыми организмами с окружающей средой биосферы.

Несмотря на незначительную долю живого вещества в общей массе биосферы, ее роль незаменима в эволюции планеты Земля. По своей мощности и активности живое вещество в биосфере не может быть сравнимо ни с какой другой геологической силой [1].

По его мнению, без «единого мозгового центра человечества» невозможно будет преодолеть все вызовы, с которыми сталкивается мировое сообщество людей [1, 2].

Огромную роль живого вещества в круговороте химических элементов в природе подтвердил Виноградов А.П. в своей книге «Геохимия живого вещества», опубликованной Академией Наук СССР в 1932 году. По его мнению, «масса живого вещества на суше и море не превышает 0,1 % от веса земной коры» [6].

Учитель Вернадского В.И., основоположник учения о почвах в мире, профессор Докучаев В.В. убедительно доказал, что суть почвообразовательного процесса заключается в непрерывных процессах синтеза – распада органического вещества почвы [9]. Почвы отличаются от материнской породы наличием в них органического вещества почвы, что и определяет их новое качественное свойство – почвенное плодородие. Жи-

вые организмы являются началом круговорота всех химических элементов в почве и, в целом, химических процессов на Земле.

К сожалению, история развития науки была тернистой и противоречивой. Об этом можно судить на примере развития теории питания растений. Долгие годы господствовала теория гумусового питания Тэера, на смену которой пришла теория минерального питания Либиха [15]. Как Тэер, так и Либих были озабочены вопросами падения почвенного плодородия, однако по-разному подходили к объяснению этого явления. Тэер наблюдал значительное улучшение состояния почвы и урожаев культур после залежи и вносимых органических удобрений, полагая, что растения питаются гумусом.

Либих объяснял снижение урожаев истощением запасов минеральных питательных веществ почвы и необходимостью их восполнения. Теория полного возврата Либиха предполагала определение количества изъятых растениями зольных элементов урожая из почвы и полный их возврат обратно в почву для поддержания уровня почвенного плодородия и урожаев. Он считал, что минеральные удобрения вполне могут заменить навоз. Он был также ярким сторонником отвальной вспашки почвы.

Либих разделял все культурные растения на три группы по количеству элементов минерального питания в золе: кремнеземные (злаковые), известковые (бобовые), калиевые (сахарная свекла, подсолнечник, гречиха, картофель) [11].

В то же время, фермеры-практики из Великобритании, сторонники классического Норфольского севооборота делили все культуры по количеству растительных остатков, оставляемых в почве, а также по количеству произведенного навоза: а) культуры, истощающие почву; б) культуры, улучшающие почвы [25].

Молодого гениального химика это не могло не заставить задуматься, но энергия молодости и увлеченность не могли остановить энтузиазм, с которым Либих продвигал выдвинутую им теорию минерального питания. Будучи прекрасным оратором и обладая искусством популяризации знаний, он перенял закон минимума Карла Спрингеля, изображая его в виде бочки с заклепками разной длины. Каждая заклепка представляла отдельный элемент минерального питания. Согласно данному закону, рост растений и их урожайность определяется не общим количеством доступных ресурсов, а только ресурсом, находящимся в минимуме. Сколько воды не наливать в бочку, вода всегда будет стекаться по наиболее короткой заклепке. Это является одним из основополагающих принципов в применении удобрений в современном земледелии [15].

Утверждение теории минерального питания Либиха совпало во времени с экспериментальными работами по применению минеральных удобрений на Ротамстедской Опытной станции в Великобритании. Сам Либих критиковал исследования Lawes and Gilbert из-за того, что они искали такое удобрение, которое способно было восстановить исходное состояние плодородия почв до их распашки. Он считал, что такого удобрения нет. Однако, в дальнейшем, в последней своей книге, опубликованной в конце своей жизни, он резко изменил свои взгляды. Об этом скажем ниже.

Противоречия между гумусовой теорией Тэера и минеральной теорией питания Либиха пытался примирить французский ученый Грандо М. (1872), который считал, что способность почвы удовлетворить потребности растений в минеральных элементах питания определяется содержанием гумуса в почве [3]. По его мнению, минеральные элементы почвы могут быть усвоены растениями только при посредстве гумусовых веществ. Удаление гумусовых веществ из почвы ведет к ее бесплодию.

Эти противоречия удалось разрешить только с появлением микробиологической науки в последние десятилетия XIX века. Этими работами была установлена решающая роль живых существ в создании и поддержании плодородия почв [7, 14].

Тем не менее, теория полного возврата Либиха продолжает доминировать в аграрном секторе до настоящего времени. Она вписалась очень гармонично в концепцию «зеленой революции», признанной основополагающей моделью интенсификации земледелия с середины прошлого века в большинстве стран мира. Со временем концепция «зеленой революции» подтвердила свою несостоятельность ввиду односторонней ориентации преимущественно на получение максимальных урожаев культур за счет применения новых сортов и гибридов культур, минеральных удобрений, пестицидов для снижения вредоносности «болезней», «вредителей» и «сорняков», орошения и отвальной вспашки. Уже к середине 90-х годов наметилась тенденция стабилизации и снижения урожайности культур во всех странах мира [22]. Аналогичная тенденция установлена и в длительных опытах по севооборотам и бессменным посевам на типичном черноземе Бэлцкой степи [20].

Тесная зависимость сельского хозяйства от невозобновляемых источников энергии и их производных (минеральные удобрения, особенно азотные, пестициды и др.) резко снизило конкурентоспособность хозяйств в последние десятилетия ввиду непропорционального роста цен на сельскохозяйственное сырье и продукты промышленного производства. Одновременное повсеместное ухудшение экологической и социальной обстановки, включая в аграрном секторе, указывают на неустойчивый характер развития.

Считаем, что основной причиной сложившейся ситуации является отсутствие системного взгляда на пути достижения устойчивого развития общества, включая в аграрном секторе.

Докучаев в своей знаменитой книге «Русский чернозем» писал о том, что тела и явления (минералы, растения, животные, вода, земля, воздух и др.) изучаются отдельно без их генетической взаимосвязи, без изучения связи между живой и мертвой природой, между растительным, животным и минеральными царствами, с одной стороны, и человеком, его бытом и даже духовным миром, с другой стороны [9, 10].

Докучаев В.В., Костычев П.А., Вильямс В.Р. отмечали, что на выпашанных почвах лимитирующим фактором в достижении более высокой урожайности является не содержание питательных веществ, а структурное состояние почвы [4, 5, 9–10, 13].

Либих, находясь в тесном контакте с фермерами, перенимая их опыт и участь у них, написал в конце своей жизни другую книгу «Природные законы хозяйствования» (1863) в которой он полностью поменял свои взгляды по сравнению с начальным периодом его творческой деятельности [23, 25].

Ввиду малой известности содержания данной книги Либиха для широкой публики отметим лишь несколько важных выводов, актуальность которых сохраняется до настоящего времени:

1. Химические анализы почв редко могут служить основанием для оценки плодородия разных почв, т. к. для превращения питательных веществ в доступные формы должны быть соблюдены некоторые условия (содержание воды в почве, наличие воздуха, температурные условия и др.).

2. Отсутствие прямой зависимости между содержанием общего азота в почве и урожайностью культур.

3. Отвальная вспашка ничего не добавляет в почву, а наоборот, способствует более усиленному разложению органического вещества почвы и увеличению содержания питательных веществ доступных для последующей культуры. Данный постулат имеет

принципиальное значение для обоснования перехода к консервативным системам земледелия на современном этапе интенсификации сельскохозяйственного производства [27, 28].

4. Рациональное земледелие невозможно без соблюдения севооборота с обязательным включением многолетних трав (клевер для условий Германии) и навоза для восстановления почвенного плодородия. В почве, страдающей от клеверного почвоутомления, ни одно удобрение, будь то оно искусственное или навоз, не помогут восстановлению почвенного плодородия [25].

Отсутствие знаний по микробиологии у Либиха не помешало ему подойти ближе к пониманию почвы как к живой системе. Биологическое направление в почвоведении доминировало в российской науке, а равно и в других странах, до Второй Мировой Войны.

К сожалению, почву стали рассматривать как средство производства или как объект собственности в целях получения прибыли без учета необходимости восстановления ее плодородия [17, 18, 29].

Ховард в 1943 году писал о необходимости правильного менеджмента почв для предотвращения таких отрицательных последствий как: эрозия и засуха; пораженность растений болезнями и вредителями; засоренность сорняками и др. [31]. Основоположник экологического движения в мире Rachel Carson считала, что в природе отсутствуют «болезни», «вредители» и «сорняки» [30]. Они являются плодом человеческой фантазии, ввиду нарушения существующего равновесия в природе между «полезными» и «вредными» организмами. Вместо предупреждения причин способствующих проявлению неблагоприятных последствий в сельском хозяйстве, была выбрана стратегия «борьбы» с последствиями, что впоследствии превратилось в «борьбу» с природой, попыткой доминировать над ней. Наглядным примером является концепция «зеленой революции», которая является основной стратегией интенсификация земледелия во всем мире, включая Республике Молдова.

Вместо комплексного (системного) подхода к интенсификации сельского хозяйства она основана на упрощенном (редукционистском) подходе к пониманию функционирования агроэкосистем без учета причин и следствий, действия и взаимодействия составных компонентов агроэкосистемы.

Отправной точкой для построения устойчивых агроэкосистем должны служить природные экосистемы. Раменский Л.Г. называл преобладающую однолетнюю растительность в агроценозах – шакалами, ввиду значительно меньшего количества растительных остатков в почве по сравнению с многолетней растительностью [16]. К тому же, было потеряно огромное биоразнообразие в пространстве и во времени, свойственное природным экосистемам. Большое биоразнообразие в наземной части создает большее разнообразие почвенных организмов по всей пищевой цепочке в почве, что является основой лучшей функциональной способности почвы. Потеря саморегуляторной способности агроценозов привела к их сильной зависимости от внешних энергосыщенных промышленных вложений (инпутов), которые к тому же имеют ряд отрицательных последствий на окружающую среду.

Почва продолжает рассматриваться по инерции как субстрат, в котором следует добавлять питательные вещества и воду для получения максимального урожая и ежегодной прибыли. Lester Brawn на основе обобщения мирового опыта установил, что несмотря на внедрение новых, более продуктивных сортов и гибридов сельскохозяйственных культур, рост применения минеральных удобрений и пестицидов, орошения, урожайность культур стабилизируется и имеет тенденцию к снижению [22].

Причиной тому является резкое снижение почвенного плодородия наравне с более частым проявлением засух в условиях глобального потепления. Искусственные удобрения могут временно способствовать росту урожайности при снижении качества продукции, но со временем приводят к истощению почвенного плодородия (с усилением процессов разрушения и загрязнения почв). Те же «вредители», «болезни» и «сорняки» могут служить в качестве хороших индикаторов для оценки уровня почвенного плодородия, наравне с другими показателями «здоровья» (качества) почв – уплотнение почв, образование корки на поверхности почвы, водопроницаемость, количество и масса дождевых червей и др. [27, 30].

Жизнь в почве определяется наличием в ней достаточных запасов пищи для почвенных организмов. Основным источником такой пищи является углерод растительных остатков, навоз, зеленые удобрения, а также само органическое вещество почвы. Другими словами, наличие в почве доступных источников углерода для почвенной биоты, не менее важно, чем наличие доступных форм азота, фосфора, калия, равно как и других макро- и микроэлементов. Об этом неустанно твердили сторонники экологического (органического, биологического) земледелия, а недавно и сторонники консервативной системы земледелия. Отметим, что между «здоровьем» почв, здоровьем растений и человека существует тесная взаимосвязь, которая пренебрегается современной индустриальной моделью интенсификации сельскохозяйственного производства. Слишком дорог такой подход для окружающей среды и для здоровья общества. К сожалению, эти затраты экстернализируются, т. е. не учитываются при определении реальной цены на продукты питания.

Чаянов А., будучи экономистом, писал о необходимости не только производства и продажи сельскохозяйственных продуктов, но и о необходимости воспроизводства почвенного плодородия за счет внутрихозяйственных возобновляемых источников энергии в крестьянских хозяйствах [24].

Пренебрежение законов агрономии и экологии стало обычным явлением для последователей концепции интенсификации сельского хозяйства на основе «зеленой революции», без учета отрицательных последствий на окружающую среду и здоровье людей.

Здесь уместно вспомнить те четыре закона экологии выраженные в аллегорической форме Вергу Комптона в своей книге «Замкнутый круг», опубликованной в США в 1971 году:

1. Все взаимосвязано в природе.
2. Все должно куда-то идти или в природе нет отходов.
3. Природа знает лучше.
4. В природе нет бесплатного обеда, т. е. за все надо платить [19].

Плата за наше вмешательство в природу непременно придёт. Мы являемся свидетелями непомерной и возрастающей с годами платы за нарушение существовавшего равновесия в природе.

Наши краткосрочные экономические интересы доминируют над необходимостью соблюдения долгосрочных интересов по достижению устойчивого развития общества, в т. ч. в сельском хозяйстве. Это и есть реализация на практике пророческих предсказаний Вернадского В.И. о новой эре в развитии человечества (ноосфера), когда человеческий разум сможет разумно управлять перспективами своего устойчивого развития.

Поскольку сама жизнь на Земле стала возможной благодаря тесной взаимосвязи между продуцентами – консументами и редуцентами, то переход к более устойчивому развитию возможен посредством рационального менеджмента почв, являющихся осно-

вой круговорота веществ и энергии, залогом оказания экосистемных и социальных услуг [26].

Согласно Международному Докладу „Millenium Ecosystem Assessment” (2005) экосистемные услуги, предоставляемые почвами, делятся на: снабженческие, регуляторные, культурные и поддерживающие (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Только в здоровой почве можно получить: продукты питания для людей и корма для животных хорошего качества, питьевую воду, сохранить разнообразие генетических ресурсов, биологически фиксировать азот из атмосферы, фармацевтические препараты и др. Здоровая почва способна максимально удовлетворить потребности растений в воде и в питательных веществах; предупреждать эрозионные процессы, наводнения и засухи; снизить отрицательное воздействие «вредителей», осуществить опыление за счет полезной энтомофауны зимующей в почве и др. Человек не может быть здоровым в условиях больной почвы и в целом неблагоприятной окружающей среды.

Поскольку интегральным показателем почвенного плодородия является органическое вещество почвы, то рациональное использование почв предполагает оптимальный менеджмент органического вещества почв. Жизнь в почве возможна благодаря постоянным процессам синтеза–распада органического вещества почвы, которые и определяют плодородие почвы. Ценность органического вещества почвы состоит в динамических процессах ее трансформации.

Растительность играет главенствующую роль в почвообразовательных процессах и в восстановлении почвенного плодородия посредством корневой системы растений.

К сожалению, как в Республике Молдова, так и во многих других странах, роль многолетней травянистой растительности в формировании почв недооценена, равно как и правильное соотношение между пашней, лугами и лесами [4, 5, 8].

Результаты, полученные в длительных опытах по севооборотам и бессменным посевам, в длительных опытах с разными системами удобрений и орошения в севообороте, на типичном черноземе Бэлцкой степи недавно опубликованы издательством Springer [20, 21]. Они убедительно свидетельствуют о том, что на плодородной почве эффективность минеральных удобрений, химических средств защиты растений от «вредителей», «болезней» и «сорняков», отвальной вспашки и орошения резко снижаются. Тем самым, путем реориентации современных систем земледелия на восстановление почвенного плодородия, и на этой основе, получение ожидаемых урожаев культур, становится возможным повысить конкурентоспособность фермеров, уменьшить отрицательное влияние на окружающую среду, в том числе, снижение глобального потепления за счет большей секвестрации углерода в почве и создать более благоприятные условия для обеспечения здоровья людей. В целом, эти меры позволят перейти на более устойчивые системы земледелия, обеспечивающие достижение целей ООН по устойчивому развитию в каждом регионе Земного шара.

Экосистемные услуги, предоставляемые почвой [26]

1. Снабженческие услуги (продукты, полученные из экосистем)
 - продукты питания
 - корма для животных
 - питьевая вода
 - строительные материалы
 - биологическая фиксация азота
 - генетические ресурсы

2. Регуляторные услуги (блага, полученные от экосистемных процессов)
 - круговорот углерода
 - круговорот элементов минерального питания
 - круговорот воды (очищение воды)
 - предупреждение наводнений
 - опыление

- фармацевтические препараты
 - снижение отрицательного воздействия “вредителей”
 - здоровье по всей трофической цепочке: почва – растения – животные – человек – биосфера.
3. Культурные услуги (материальные блага, полученные от экосистем)
- духовные
 - гастрономические
 - воспитательные
 - зоны отдыха и рекреации
 - вдохновенье
4. Поддерживающие услуги (создание необходимых условий для оказания экосистемных услуг)
- производство первичной биомассы
 - почвообразование
 - биоразнообразие

Выводы

1. Сложности перехода к более устойчивым системам земледелия связаны с недостаточным продвижением системных подходов к интенсификации сельского хозяйства.
2. Доминирование «минеральной теории питания растений», разработанной Либихом, является наглядным примером упрощенного подхода в агрономической науке к вопросам почвенного плодородия в рамках концепции «зеленой революции».
3. Рациональный менеджмент органического вещества почвы, как интегрального показателя почвенного плодородия, позволяет почве оказывать экосистемные и социальные услуги, которые недооценены на пути к достижению более устойчивого развития.

Литература

1. Вернадский В.И. Начало и вечность жизни. М.: Советская Россия, 1989. 704 с.
2. Вернадский В.И. Химическое строение биосферы Земли и ее окружения. М.: Наука, 1989. 704 с.
3. Вильямс В.Р. История учений о перегное. М.: Издательство АН СССР, 1940, 413 с.
4. Вильямс В.Р. Собрание сочинений. М.: Сельхозгиз, 1950. Том 5. 624 с.
5. Вильямс В.Р. Собрание сочинений. М.: Сельхозгиз, 1951. Том 6. 580 с.
6. Виноградов А.П. Геохимия живого вещества. Л.: Изд-во АН СССР, 1932. 61 с.
7. Виноградский С.Н. Микробиология почвы. Проблемы и методы. М.: Изд-во АН СССР, 1952. 792 с.
8. Голдстайн В., Боинчан Б. Введение хозяйств на экологической основе в лесостепной и степной зонах Молдовы, Украины и России. М.: Эконива, 2000. 267 с.
9. Докучаев В.В. Наши степи прежде и теперь. М.: Сельхозгиз, 1936, 117 с.
10. Докучаев В.В. Русский чернозем. Отчет Вольному Экономическому Обществу М.: Сельхозгиз, 1936. 548 с.
11. Ермолов А.С. Организация полевого хозяйства. Севообороты II. С. Петербург: Изд-во А.Ф.Девриена, 1979. 191 с.
12. Измаильский А.А. Как высохла наша степь. М.: Сельхозгиз, 1937, 75 с.
13. Костычев П.А. Общедоступное руководство по земледелию. М.: Изд-во Наркомзема «Новая деревня», 1922, 238 с.
14. Красильников Н.А. Микроорганизмы почвы и высшие растения. М.: Изд-во АН СССР, 1958, 460 с.

15. Либих Ю. Химия в приложении к земледелию и физиологии растений, М.: Колос, 1936. 407 с.
16. Миркин Б.М., Злобин Ю.А. Агрофитоценология с основами агроэкологии, Учебное пособие, Уфа: Башкнигоиздат, 1990. 79 с.
17. Albrecht W. Loss of soil organic matter and its restoration. In the book: Soil and Men // Yearbook of Agriculture, USA, 1938, P. 347–360.
18. Balfour E.B. The living soil. Evidence of the importance of human health of soil vitality, with special reference to national planning, Great Britan, 1943, 270 p.
19. Commoner B. The closing circle. Nature, Man and Technology, USA, 1971. 343 p.
20. Boincean B.P. Fifty years of field experiments with crop rotations and continuous cultures at the Selectia Research Institute of Field Crops. // Soil as World Heritage, Editor David Dent, 2014. P.175–200.
21. Boincean B., Dent D. Farming the Black Earth. Sustainable and Climate Smart Management of Chernozem Soils. Springer Nature Switherlands AG, 2019. 226 p.
22. Brown L. Planeta plină, farfuriile goale: noua geopolitică a deficitului de hrană. București, Editura Tehnică, 2012. (Full planet, emptyplates, W.W. Hortonand Company. Inc.) 168 p.
23. Jan Diek van Mansvelt and Boincean Boris. Justus van Liebig’s transition from chemist to agronomist, adept of the ecological agriculture // Akademos, 2017. № 4. P.66–71.
24. Jon Douwe van der Ploeg. The importance of peasant agriculture: a neglected truth. Wageningen University and Research, 2017. 27 p.
25. Liebig Justus. The Natural Laws of Husbandry. Edited by John Blyth, prof. of chemistry in Queen’s College, Cork, London, 1863.162 p.
26. Millenium Ecosystem Assessment, 2005.
27. Montgomery D., Bikle A. The hidden half of nature. The microbial roots of life and health. W.W. Norton and Company, 2016. 309 p.
28. Montgomery D.R. Growing a Revolution. Bringing our soil back to life. W.W. Norton and Company Inc., USA, 2017. 316 p.
29. Pfeiffer Ehrenfried. Soil fertility, renewal and preservation. England, 1983. 199 p.
30. Rachel C. Silent Spring., Houghton Mifflin Company, Boston, USA, 1962. 295 p.
31. Sir Albert Howard. An Agricultural Testament. Oxford University Press, UK, 1943. 224 p.

THE BIOGEOCHEMICAL NATURE OF SOIL FERTILITY IS THE BASIS OF NEW APPROACHES TO THE INTENSIFICATION OF MODERN AGRICULTURE

B.P. Boincean

Soil is at the interface between atmosphere, biosphere, lithosphere and hydrosphere. Without soil, life would be impossible on the Earth. Permanent biogeochemical transformation of soil organic matter in the soil is crucial for soil fertility and soil functionality. Neglecting of soil fertility by the concept “green revolution” of agricultural intensification has led to many economic, ecologic and social consequences. Agroecological approach to soil management is the basis for transition to a more sustainable agriculture.

Keywords: soilfertility, soil organic matter, intensification of agriculture, agroecology, soil-management, sustainable agriculture.

УДК 550.4.02

ПРИМЕНЕНИЕ ИНДЕКСА СУММАРНОЙ ТОКСИКОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКИ ЗАГРЯЗНЁННОСТИ ПОЧВ ДЛЯ ОЦЕНКИ СТЕПЕНИ ИХ ОПАСНОСТИ В УСЛОВИЯХ ТЕХНОГЕННЫХ АНОМАЛИЙ

Е.А. Бондаревич

*Читинская государственная медицинская академия,
Чита, Забайкальский край, Россия
e-mail: bondarevich84@mail.ru*

Оценка уровня загрязнения почв и техноземов токсичными элементами имеет несколько подходов, главными из которых является геохимический и экологический. Токсикологический метод является продолжением экологического подхода и позволяет провести оценку уровня загрязнения даже в случае значительного превышения содержания токсичных элементов в пробах. Кроме того, токсикологический подход позволяет расширить градуировку шкалы степени загрязнения с учётом фоновое содержание в определённом типе проб и выявить ключевые токсиканты. В работе приводится сравнение показателей суммарного загрязнения (геохимический подход) и суммарной токсикологической оценки загрязнённости почв тяжёлыми металлами и металлоидами (токсикологический подход). Полученные данные характеризуют технозёмы по токсикологической оценке очень опасным уровнем загрязнения, тогда как пробы селитебных зон и фоновых территорий имели допустимый уровень загрязнения. Геохимическая оценка этих же проб имеет очень высокие показатели, которые не позволяют адекватно оценить уровень загрязнённости, в особенности для технозёмов.

Ключевые слова: токсичные элементы, показатель суммарной токсикологической оценки загрязнённости почв тяжёлыми металлами и металлоидами.

Введение

Использование экологического подхода при оценке степени загрязнённости почвенного покрова при техногенном воздействии позволяет учесть три важных фактора, не рассматриваемых при использовании геохимического и экологического подходов. Предложенный [2] показатель суммарной токсикологической оценки загрязнённости почв тяжёлыми металлами и металлоидами объединяет свойства интегрального показателя загрязнения (Z_c) с учётом фоновое содержание токсичных элементов в определённом типе почв, буферности почвы и нормирования загрязнения по величине ПДК.

Математическое выражение индекса суммарной токсикологической оценки имеет вид: $P_t = \sum \left[\frac{(C_{\text{почва}} - C_{\text{фон}})}{(C_{\text{фон}} + \text{ПДД})} \right] - (n - 1)$, где $C_{\text{почва}}$ и $C_{\text{фон}}$ – содержание химического элемента (мг/кг) в условиях исследуемой площадки в сравнении с фоновыми территориями, стандартная величина предельно допустимого дополнения (ПДД) для Zn составляла 16, для As – 4,5, Cd – 0,76, Cu – 3,5, Sb – 0,53, Sn – 34, Pb – 55 (в мг/кг почвы) [1, 2, 4]. Градации почв по токсикологической оценке имеют следующие степени: допустимая < 10, слабая 10–40, средняя 40–80, опасная 80–200, очень опасная 200–500, чрезвычайно опасная 500–3000 [2]. Особенностью показателя является учёт токсичности каждого элемента в почве, которая может в значительной мере отличаться в зависимости от физико-химических условий почвенного покрова, количества органического вещества, оксидов (и гидроксидов) железа и марганца.

Материалы и методы

В качестве объектов исследования использовались почвы и техноземы, отобранные в населённых пунктах, подвергающихся техногенному воздействию из-за работы горно-обогатительных комбинатов (ГОКов), или где ведётся добыча руды, а также в окрестностях хвостохранилищ и отвалов. Отбор проб из техногенных геохимических аномалий был проведён в 2017 году в окрестностях села Хапчеранга, села Кыра (фон) (Кыринский район) и села Нарасун (Акшинский район) ($n = 18$), в 2018 году в следующих пунктах: Приаргунский район – село Кличка, Газимуро-Заводский район – посёлок Новоширокинский и село Тайна (фон), Нерчинско-Заводский район – села Нерчинский-Завод и Воздвиженка и пойма реки Уров (фон), Калганский район – село Кадая, пойма долины реки Средняя Борзя и село Калга (фон), Агинский район – посёлок городского типа Агинское (фон) ($n = 24$). Масса отходов горного производства и содержание в них приоритетных загрязнителей имеют крайне высокие значения, характеризующие хвостохранилища и отвалы горно-обогатительных комбинатов как месторождения, имеющие техногенное происхождение [3]. Всего в работе использовано 42 пробы в 2-х кратной повторности. Аналитическое определение химических элементов проводили методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой на спектрометре Perkin Elmer NexION 300D (США) в аккредитованной лаборатории ЗАО «СЖС Восток Лимитед» (г. Чита).

Рассчитывались индексы суммарной токсикологической оценки загрязнённости почв тяжёлыми металлами и металлоидами (P_t) и суммарного показателя загрязнения (Z_C).

Результаты и их обсуждение

По величине суммарного показателя загрязнения (рис. 1) максимальные величины отмечались для проб технозёмов, часть из которых характеризовалась многократным превышением верхней границы этого показателя. В результате адекватная оценка опасности загрязнённости этих участков техногенных биогеохимических аномалий не может быть проведена. Максимумы индекса Саета были отмечены для проб технозёмов, которые сформировались относительно давно (более 100 лет назад) – села Нерчинский Завод и Воздвиженка, либо располагающиеся на участках с близким расположением запасов ряда полезных ископаемых (сульфидные руды полиметаллов). Часть проб технозёмов (Кличка, Новоширокинский) характеризовались допустимым, умеренно опасным и опасным уровнем загрязнения.

Пробы из селитебных зон техногенных полиэлементных аномалий характеризовались умеренно опасным уровнем загрязнения, однако, для с. Воздвиженка индекс находится у верхней границы высокой опасности. Данная особенность, вероятно, обусловлена природными геохимическими условиями, которые приводят к существенному завышению показателя Саета (рис. 1). Все пробы фоновых территорий имели допустимый уровень загрязнённости.

Рассчитанный индекс суммарной токсикологической оценки (P_t) выявил следующие особенности для разных функциональных зон в окрестностях техногенных геохимических аномалий. Технозёмы разделились на две группы, первая – пробы, имеющие слабый и средний уровень загрязнения (Кличка, Новоширокинский), вторая – опасный и очень опасный уровень (Нерчинский Завод, Кадая, Воздвиженка, Средняя Борзя) (рис. 1). Для проб селитебной зоны большинство показателей имели допустимый и слабый уровень загрязнения, для фоновых территорий отрицательные значения, что характеризует их как не загрязнённые и имеющие фоновые показатели содержания токсичных элементов ниже предельно допустимых концентраций.

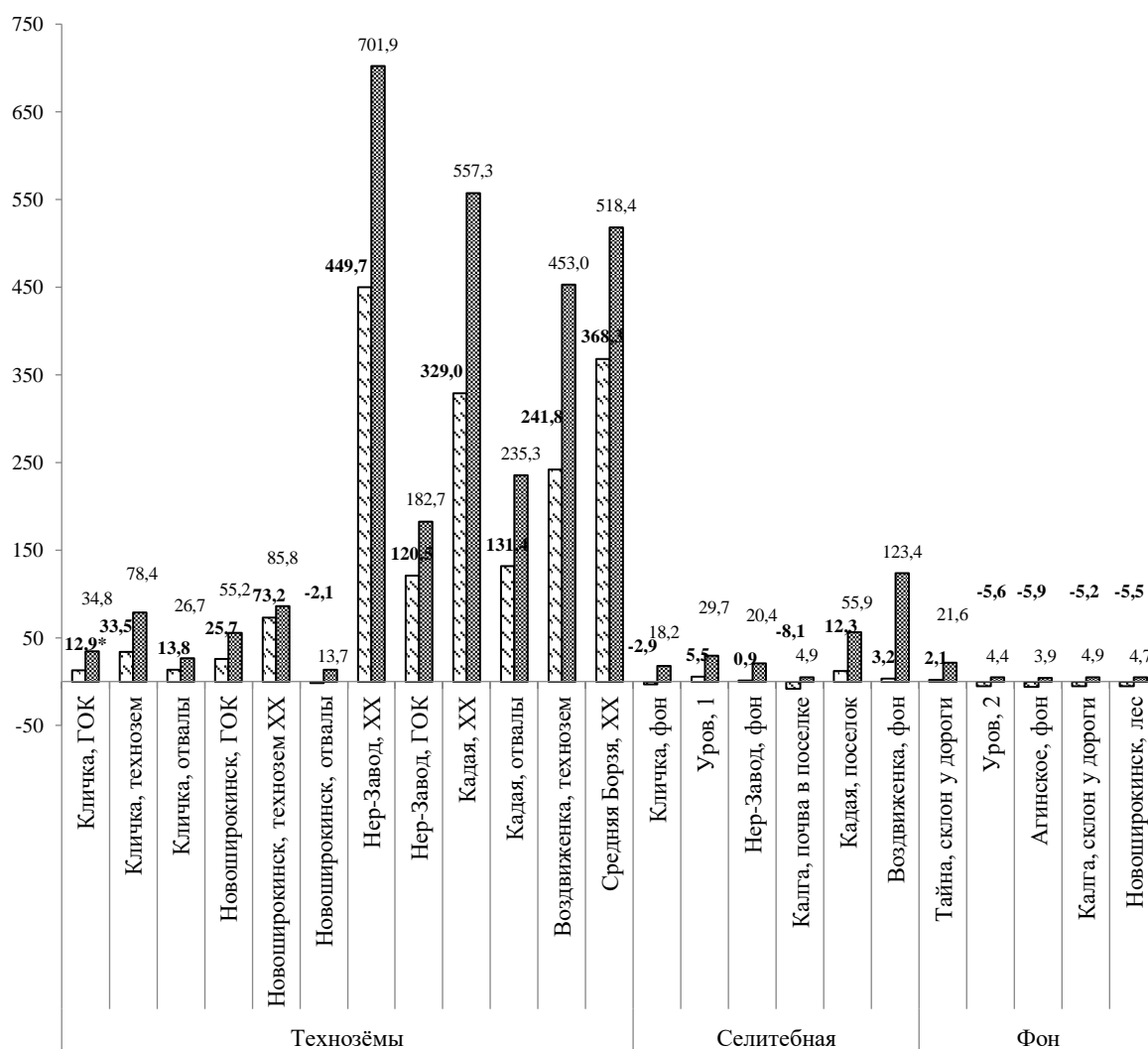


Рис. 1. Величины суммарного показателя загрязнения (Z_c) и суммарной токсикологической оценки загрязнённости почв тяжёлыми металлами и металлоидами (P_i) (* – отмечены значения P_i)

Сравнение усреднённых индексов оценки уровня загрязнения проб из разных функциональных зон, относительно горно-обогатительных комбинатов из юго-восточных районов Забайкалья и Хапчалангинского ГОКа имел следующие особенности. Отмечено существенное уменьшение показателей в направлении от технозёмов к природным почвам фоновых территорий (рис. 2). При этом суммарный показатель загрязнённости для всех техногенных проб значительно превышал верхнюю границу шкалы геохимической оценки, тогда как по токсикологической оценке для этих проб из с. Хапчаланга имел средний уровень, а для остальных опасный уровень загрязнённости. Селитебная зона в с. Хапчаланга имела величину высоко опасного загрязнения почв, для остальных – опасный. По величине токсикологической шкалы загрязнения селитебные зоны имели допустимый уровень. Фоновые территории для с. Хапчаланги имели умеренную опасность по индексу Саета, а фон для юго-восточных районов Забайкалья – допустимый уровень загрязнённости. По токсикологической оценке для всех фоновых проб загрязнения не выявлено.

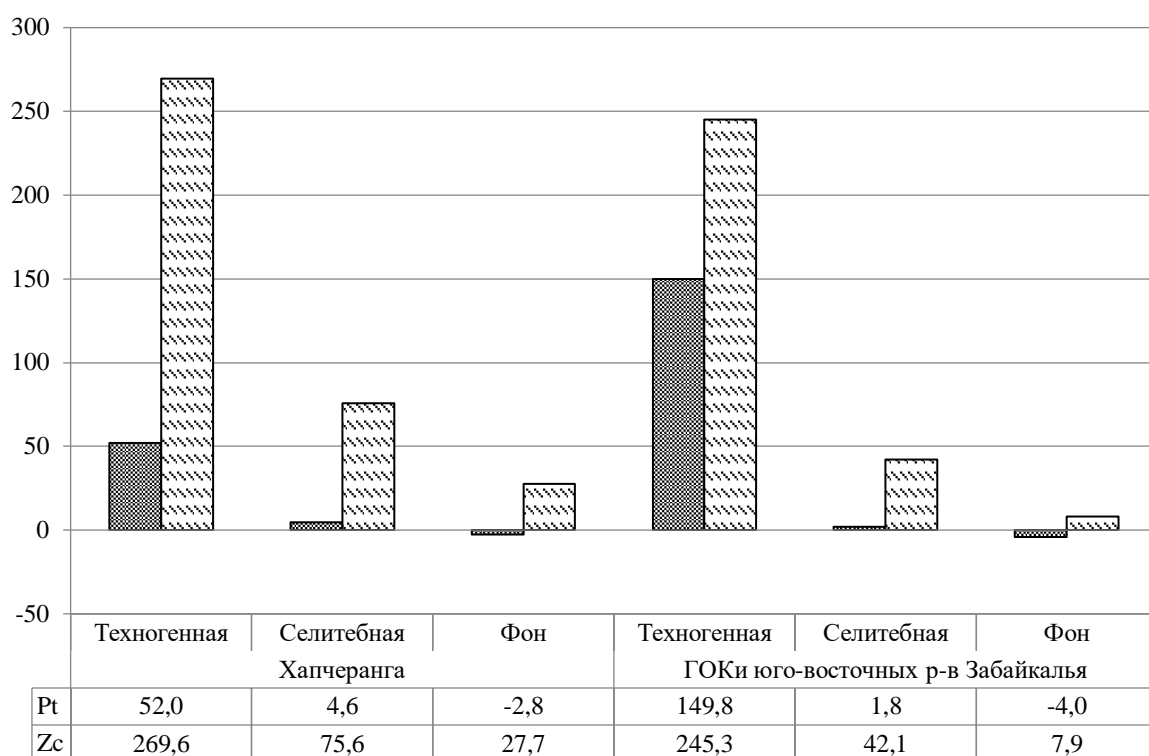


Рис. 2. Усреднённые величины суммарного показателя загрязнения (Z_c) и суммарной токсикологической оценки загрязнённости почв тяжёлыми металлами и металлоидами (P_t) для почв юго-восточных районов Забайкалья и с. Хапчеранга

Заключение

Сравнение уровня загрязнения почв и технозёмов с использованием геохимической и токсикологической оценки позволяет дифференцировать функциональные зоны, относительно количества поступающих токсичных элементов из техногенных источников. Для ряда проб технозёмов величина показателя Саета значительно превышает верхнюю границу по шкале геохимической оценки, что осложняет характеристику и не позволяет учитывать природное фоновое содержание токсичных элементов. Использование индекса суммарной токсикологической оценки загрязнённости почв тяжёлыми металлами и металлоидами позволяет охарактеризовать пробы из разных функциональных зон с большей достоверностью, с учётом вклада природного фонового содержания и техногенного притока, возникающего в результате деятельности горнопромышленных предприятий. Для Забайкалья также отмечается следующая тенденция: выработки полиметаллических руд, сформированные в XVIII и XIX вв. имели повышенные концентрации токсичных элементов в технозёмах и природных почвах, что вероятно связано с геохимическими процессами их вымывания и миграции за относительно длительный период времени. Данная особенность позволяет прогнозировать дальнейшее ухудшение биогеохимической ситуации в районах техногенных аномалий в течение очень длительного периода времени, если не будет проводиться комплексная переработка технозёмов и мероприятия по уменьшению скорости миграции токсичных элементов.

Литература

1. Водяницкий Ю.Н. Нормативы содержания тяжёлых металлов и металлоидов в почвах // Почвоведение, 2012. № 3. С. 368–375.
2. Водяницкий Ю.Н. Оценка суммарной токсикологической загрязнённости почв тяжёлыми металлами и металлоидами // Агрохимия, 2017. № 2. С. 56–63.
3. Михайлова Л.А., Солодухина М.А., Алексева О.Г., Бурлака Н.М., Лапа С.Э. Гигиеническая оценка содержания химических элементов в почве горнопромышленных районов Забайкальского края // Гигиена и санитария, 2019. Т. 98. № 4. С. 400–410. DOI: <http://dx.doi.org/10.18821/0016-9900-2019-98-4-400-410>.
4. Crommentuijn T., Polder M.D., Van de Plassche E.J. Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for metals, taking background concentrations into account // RIVM Report 601501001. Bilthoven, Netherlands, 1997. 260 p.

THE USE OF THE INDEX OF TOTAL TOXICOLOGICAL ASSESSMENT OF SOIL CONTAMINATION TO ASSESS THE DEGREE OF THEIR DANGER IN THE CONDITIONS OF TECHNOGENIC ANOMALIES

E.A. Bondarevich

Assessing the level of pollution of soils and technozems with toxic elements has several approaches, the main of which is geochemical and environmental. The toxicological method is a continuation of the ecological approach and allows an assessment of the level of pollution even in the case of a significant excess of the content of toxic elements in the samples. In addition, the toxicological approach allows you to expand the grading of the scale of the degree of pollution taking into account the background content in a certain type of samples and identify key toxicants. The paper compares the indicators of total pollution (geochemical approach) and the total toxicological assessment of soil pollution with heavy metals and metalloids (toxicological approach). The data obtained characterize the technozems by toxicological assessment as a very dangerous level of pollution, while samples of residential areas and background territories had an acceptable level of pollution. The geochemical assessment of the same samples has very high indices that do not allow an adequate assessment of the level of contamination, especially for technozems.

Keywords: toxic elements, indicator of the total toxicological assessment of soil contamination with heavy metals and metalloids.

УДК: 574.4 : 57.042

НЕКОТОРЫЕ АСПЕКТЫ ПРОЦЕССА ЕСТЕСТВЕННОГО ВОССТАНОВЛЕНИЯ ПЕТРОФИТНОЙ ЭКОСИСТЕМЫ В КАРЬЕРЕ «LAFARGE CEMENT» МОЛДОВА (S A)

К.П. Бульмага¹, К.Н. Чертан¹, А.Н. Бургеля¹, Н.И. Грабко²

¹Институт Экологии и Географии, Кишинев, Молдова,

e-mail: cbulimaga@yahoo.com

²Государственный Университет Молдовы, Кишинев, Молдова

Процесс естественного восстановления петрофитной экосистемы является результатом восстановления биоразнообразия, которое обусловлено поверхностным грунтовым материалом, образованным земляными работами, состоящим из слоев глин и ископаемых почв нижнего плейстоцена. Этот земляной материал обеспечивает инициацию процесса биоразнообразия и форми-

рования первичного горизонта накопления гумуса, предшественника горизонта А. Почвообразование – это процесс эволюции почвы, который обеспечивается биогеохимическим процессом, определяемый возрастом отвалов, количеством видов, растущих на поверхности отвалов, содержанием питательных веществ и гумуса, образующихся в отвалах, что обеспечивается массой видов, развивающиеся на поверхности хвостохранилищ, в результате фитоценотического процесса. Накопление питательных веществ (азота, фосфора, калия) и гумуса в новообразованных слоях почвы на поверхности хранилище отвалов обеспечивается биогеохимическим процессом.

Ключевые слова: питательные вещества, накопление, динамика, биоразнообразие, гумус, регосол.

Введение

Для формирования, существования и функционирования экосистем особая роль принадлежит почве. Состояние и свойства почвы являются определяющими для состояния наземных экосистем. Этот природный ресурс (почва) практически не возобновляется, и в результате антропогенной деятельности он серьезно пострадал. Особое воздействие на почву оказывают открытые карьеры, эксплуатируемые до настоящего времени. Так как почва играет решающую роль в деятельности человека и выживании экосистем, процесс восстановления экосистемы и возвращения их в экономическую цепь имеет особое значение. Эта проблема также существует и в Республике Молдова (РМ), где в настоящее время насчитывается 153 шахты и карьера общей площадью 9672 га. Общая эксплуатируемая площадь в РМ составляет 1423 га, а общая рекультивированная площадь составляет 240 га [1]. С этой точки зрения, исследование процесса естественного восстановления экосистем является очень важными.

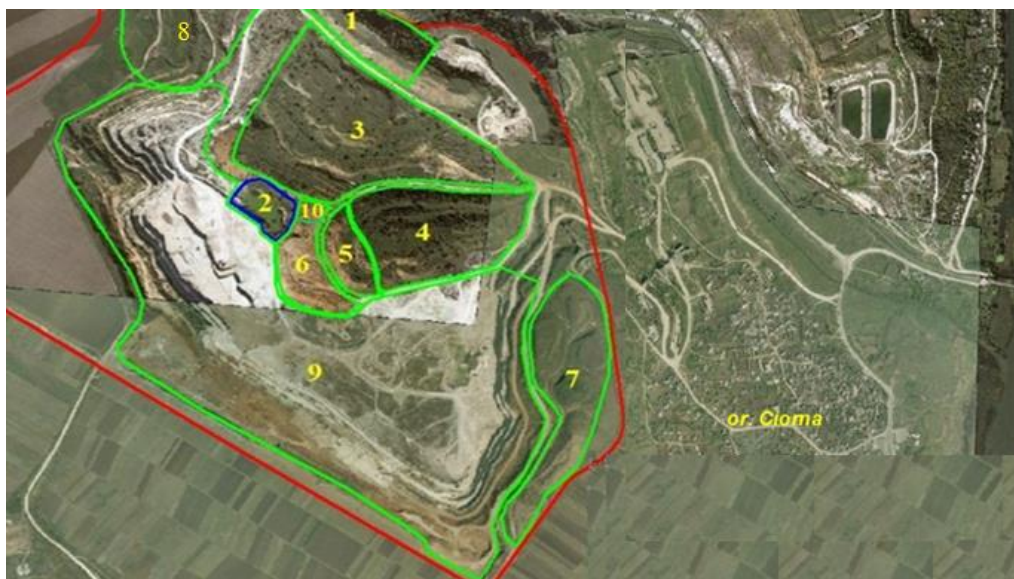
Ранее [2] были проведены исследования процесса почвообразования на поверхности хранилища отвалов. Авторы [4, 7] осуществляли исследования по научным основам реконструкции хвостохранилищ. В работе [6] была проведена оценка биоразнообразия в известняковом карьере. Автор [5] провел исследования по установлению этапов в процессе реструктуризации петрофитной экосистемы на поверхности хранилища отвалов. Поэтому было интересно выяснять, как происходит натуральный процесс восстановления экосистемы.

Целью настоящей работы является выяснение процесса естественного восстановления петрофитной экосистемы на поверхности хранилища отвалов в известняковом карьере «Lafarge Cement» (Молдова) С.А.

Материалы и методы

Исследования проводились на поверхностях хранилища отвалов в возрасте 25, 20, 10, 5 и 0 лет которые находились в известняковом карьере «Lafarge Cement» (Молдова) S.A.

Расположение хранилища отвалов в карьере представлено на (рис.). 25-летнее хранилище отвалов расположено на левой стороне склона карьера (после 25-летнего периода) (участок 3), известкового склона, который простирается от накопительного озера (участок 2) до дороги, ведущей в карьер (границы раздела участков 3 и 4). Правая сторона склона карьера (участок 4) представляет собой 20-летнее хранилище отвалов. Ниже находится 10-летнее хранилище отвалов (участок 5). 5-летнее хранилище отвалов (участок 6) на нижнем плато (рис.). Хранилище отвалов (0 лет) (участок 10), расположено между 25-летней свалкой (участок 3), 5-летней свалкой (участок 5 лет) и озером для хранения сточных вод из известняковых скал (участок 2) (рис.).



*Рис. Схема расположения карьера «Lafarge Ciment» (Moldova) S.A
Легенда: 1 и 3 – хранилище отвалов в возрасте 25 лет; 2 – накопительное озеро в заболоченном месте; 4 – хранилище отвалов 20 лет; 5 – хранилище отвалов возрастом 10 лет; 6 – хранилище отвалов возрастом 5 лет; 7 и 8 – поверхности, сложенные плодородным земляным материалом; 9 – разведанная поверхность известняковых отложений; 10 – недавно сложенная поверхность (возраст 0 лет)*

Результаты и обсуждение

Процесс естественного формирования петрофитной экосистемы состоит из нескольких этапов: этап формирования (хранения и расселения) хранилища отвалов, инициация и восстановление биоразнообразия на поверхности хранилища отвалов, затвердевание (образование новых почв) на поверхности хранилища отвалов, накопление питательных веществ (азот, фосфор, K_2O) и образование гумуса в новообразованных слоях почвы (регосол) на поверхности изучаемых отвалов.

1. Процесс формирования хранилища отвалов

Добыча известняка происходит в три этапа: зачистка, которая состоит из зачистки плодородного слоя ($> 1\%$ гумуса), представленного черноземом, и размещения его на краю карьера для последующего использования, стадии выемки грунтового слоя ниже слоя чернозема и уровня, на котором начинается горизонт слоя известняка, и этап извлечения самого известняка. После вскрытия выкапывается слой земли, который расположен под слоем чернозема и простирается до глубины, где начинается слой известняка. Масса земли, которая помещается в это пространство, выкапывается, транспортируется и складывается внутри карьера таким образом, чтобы обеспечить достаточную поверхность для деятельности по извлечению известняка, используемого при производстве цемента. Именно эта масса земли представляет собой содержимое отвалов. Процесс формирования хранилища отвалов состоит в подготовке грунта, из которого добывался известняк, а земную массу (хранилище отвалов) хранят в отвалах различной формы, которые обеспечивают устойчивость к оползням. Именно эти отвалы различной формы, особенно, их поверхностный слой и представляют собой предмет исследования данной статьи.

2. Исследования по оценке биоразнообразия хранилище отвалов разного возраста

В экосистеме, которую мы исследовали в течение нескольких лет расположенный в карьере, было выявлено присутствие 125 таксонов, включая виды деревьев, кустарников, сигитальных и рудеральных растений. 25-летняя хранилище отвалов характеризуется максимальным флористическим разнообразием, где растут 73 вида, вклад которых в формирование растительного ковра различен. Прежде всего, следует отметить, что большая часть поверхности участка покрыта древесными растениями разных возрастов. Доминирующее положение среди них занимают инвазивные виды *Elaeagnus angustifolia* L. (лох узколистный) и *E. argentea* Pursh (лох серебристый), которые в некоторых местах растут настолько обильно, что делает невозможным перемещение по этим участкам. Мы обнаружили высокую степень обилия травяного покрова у основания склона и на плато отвалов, где почва намного влажнее и здесь растительный ковер образован большим количеством видов, в том числе злаковых: *Festuca pratensis* Huds. (овсяница), *Elytrigia repens* (L.) Desv. ex Nevski (пырей ползучий), *Poa pratensis* L. (мятлик) и др. На этом сите довольно распространены также инвазивные травянистые виды, такие как *Knautia arvensis* (L.) Coult. (короставник полевой), *Arctium lappa* L. (лопух), *Crepis rhoeadifolia* Vieb. (скерда маколистная), *Urtica dioica* L. (крапива) и др. Некоторые виды растений были найдены исключительно на этом сите, такие как: *Inula helenium* L. (девясил высокий), *Solanum dulcamara* L. (паслен сладко-горький), *Saponaria officinalis* L. (мыльнянка лекарственная). 20-летняя свалка характеризуется относительно высоким разнообразием, всего 68 вида древесных и травянистых растений. В растительности этого участка также преобладают древесные растения *Elaeagnus angustifolia* (лох узколистный) и *Elaeagnus argentea* (лох серебристый), которые сопровождаются *Acer negundo* L. (американским кленом), *Robinia pseudacacia* L. (белой акацией) и кустарниками, чаще встречаются *Crataegus monogyna* auct. non Jacq. (боярышник) и *Rosa canina* L. (шиповник). Хотя разнообразие травянистых видов на склонах этого участка ниже, чем на предыдущем участке, почва покрыта на 60–70 %, а у основания склона почва почти полностью покрыта травянистыми растениями, видами инвазивных растений, таких как *Xanthium strumarium* L. (дурнишник обыкновенный), *Grindelia squarrosa* (Pursh.) Dun. (гринделия растопыренная), а также некоторые неагрессивные виды: *Melilotus officinalis* (L.) Pall. (донник лекарственный), *Lotus corniculatus* L. (лядвинец рогатый), *Medicago lupulina* L. (люцерна хмелевидная), *Xeranthemum annuum* L. (бессмертник), *Verbascum thapsus* L. (коровяк) и др.

Флористическое разнообразие 10-летней свалки намного ниже, чем на предыдущих участках, и представлено 30 видами растений, в том числе видами древесных растений – *Elaeagnus argentea* (лох серебристый), *E. angustifolia* (лох узколистный), *Crataegus monogyna* (боярышник) и *Rosa canina* (шиповник). Виды травянистых растений, которые растут на этом участке, образуют компактный покров, где преобладает инвазивный вид *Grindelia squarrosa* (гринделия растопыренная), но довольно обильными являются виды: *Melilotus officinalis* (донник лекарственный), *Melilotus albus* Medik (донник белый), *Echium vulgare* L. (синяк обыкновенный), *Sambucus ebulus* L. (бузина травянистая) и др.

Пятилетняя свалка представлена 26 видами травянистых растений, саженцев и молодых деревьев древесных растений. Травянистый покров, на этом участке неравномерный и представлен видами: *Coronilla varia* L. (вязель изменчивый), *Lotus corniculatus* (лядвенец рогатый), *Tussilago farfara* L. (мать-и-мачеха), *Echium vulgare* L. (синяк обыкновенный), *Rumex* sp. (щавель), *Centaurea diffusa* Lam. (василек раскидистый) и др.

Наиболее очевидное влияние эксплуатации карьера, в основном, отражается на разнообразии редких и охраняемых видов растений. В этом контексте ни один вид с таким статусом не был идентифицирован на исследованных участках. В целом, состояние растительности карьерной экосистемы удовлетворительное, процесс восстановления растительных сообществ идет медленно.

Результаты, полученные при естественном восстановлении флоры, показали, что происходит медленный процесс ее развития и что количество видов, степень их развития и их численность определяются несколькими факторами, такими как период формирования растительного покрова на поверхности, свалки (возраст), место на поверхности свалки (на ровной поверхности или у подножия свалки). На ровной поверхности и у подножия свалки численность видов значительно выше, чем в прибрежных районах. Этот факт объясняется в первую очередь количеством влаги, которое обеспечивает развитие флоры. Эти зависимости были установлены для 25, 20, 10 и 5-летних свалок. Полученные результаты указывают на следующую взаимосвязь между возрастом отвала (периодом восстановления растительного покрова вида), (годы) и количеством видов (единиц): возраст отвала (годы) / количеством видов (единиц) = 25: 20: 10: 5 / 73: 68: 30: 26: 0.

3. Процесс почвообразования (формирование) нового грунта

Почвообразование происходит в результате сложного взаимодействия внешних оболочек Земного шара – атмосферы, гидросферы и литосферы [8]. Почва образовалась в результате воздействия живых организмов на скалы, действие, которое имеет место в различных условиях климата и рельефа. Компоненты природной среды, которые посредством своего действия участвуют в формировании почвенного покрова, называются педогенетическими факторами или факторами почвообразования. В качестве педогенетических факторов рассматриваются: климат, скальные породы, живые организмы, подземные и стоячие воды, время (возраст почв), деятельность человека (антропогенный фактор). Сложное действие педогенетических факторов определяет производство физических, химических и биологических процессов, известные как педогенетические процессы. Педогенетическим фактором, играющим важнейшую роль в формировании почвы, является фауна (почвенные микроорганизмы), которая определяет накопление органического вещества и образование гумуса [8].

Полученные результаты по восстановлению биологического разнообразия растений показали, что они тесно связаны с процессом засоления. Этот процесс почвообразования является взаимозависимым с процессом восстановления биоразнообразия. Оба процесса зависят от возраста свалок. В зависимости от периода воздействия почвы содержание органического вещества (гумуса) в новообразованной почве увеличивается, структура почвенных агрегатов улучшается, толщина профиля увеличивается, биомасса увеличивается, а растительность становится богаче для видов.

В результате можно сделать вывод, что характеристикой новообразованных почвенных профилей на поверхности хранилище отвалов разного возраста являются регозоли с разной степенью эволюции. Степень эволюции зависит от возраста отвала, а точнее от продолжительности воздействия на поверхность отвала, процессов затвердевания. Наибольшая степень эволюции процесса затвердевания в хронологическом ряду почв представлена регосолом (новообразовавшаяся почва) на поверхности отвала с продолжительностью воздействия 25 лет [3].

Анализ почвенных профилей в возрасте 25 лет, 20 лет, 10 лет, 5 лет [3] показывает следующее. Вновь сформированные почвы регосольного типа, составляющие хронологический ряд 25, 20, 10, 5 лет, обусловлены и обеспечиваются биогеохимическим про-

цессом, продолжительностью воздействия на поверхности отвала до настоящего времени с профилем типа Ah₁-Ah-Bh-C. Исходный материал, состоящий из ископаемых глин и грунтов плейстоценового периода, выкопанных и хранившихся в отвалах, служил исходным материалом. Генетические процессы, происходившие в ископаемых почвах, привели к разложению органического вещества, но не повлияли на структуру микроагрегата, благодаря чему растительность развивается незначительно, способствуя интенсивному процессу засоления. В результате проведенных исследований установлена зависимость степени эволюции регосолов, образованных на поверхности хранилище отвалов, от возраста этих отвалов. Степень выделения регосолов зависит от возраста хранилище отвалов. Наибольшая степень эволюции процесса почвообразования представлена регосолом на поверхности 25-летней свалки. Степень эволюции почвенных слоев в зависимости от возраста свалки и количества видов выражается следующей зависимостью: возраст свалки, (годы) / количество видов (единиц) / сформированный слой почвы, (см) = 25: 20: 10: 5: 0 // 73: 68: 30: 26: 0/34: 27: 15: 12.

В результате можно сделать вывод, что процессы восстановления биоразнообразия на поверхности хранилище отвалов и отвалов затвердевания (новая почва) являются взаимозависимыми и представляют собой процессы взаимовлияния. Исследования позволили установить зависимость процесса восстановления биоразнообразия и процесса затвердевания (толщина слоя почвы) на поверхности хранилище отвалов, от возраста этих отвалов. Полученные результаты свидетельствуют о том, что процесс затвердевания зависит от продолжительности периода образования отвалов, от места на их поверхности. Установлено, что слой почвы лучше всего формируется на ровной поверхности и у подножия свалки. Чем дольше период почвообразования, тем больше растений развивается на поверхности отвалов, и чем больше количество видов растений и фитомасса, тем больше создается органическая масса, которая в результате биохимических процессов переходит в гумус (органическое вещество).

В результате проведенных исследований была установлена зависимость степени эволюции регосолов, образованных на поверхности хранилище отвалов, от возраста этих отвалов. Наибольшая степень эволюции процесса затвердевания представлена регосолом на поверхности 25-летней свалки.

4. Процесс накопления питательных веществ (азота, фосфора, калия) и гумуса в новообразованных слоях почвы на поверхности хранилища отвалов

Исследование содержания гумуса (органического вещества)

Анализ результатов, полученных в отношении содержания гумуса (органического вещества) для 25-летней свалки, показывает следующее: в слое земли 0–20 см содержание гумуса составляет 2,22 %, а в слое 20–40 см – 0,36 %. В слое почвы 0–20 см для 20-летней свалки она составляет 1,72 %, а в слое 20–40 см – 0,34 % гумуса. Содержание гумуса в образце на 10-летней свалке в слое 0–20 см, содержание гумуса составляет 0,62 % и 0,35 % для слоя 20–40 см. В 5-летней свалке она составляет 0,36 % гумуса в слое 0–20 см и 0,34 % (слой 20–40 см). В свежеприготовленном хранилище отвалов (0 лет) в слое 0–20 см оно составляет 0,34 %, а в слое 20–40 см содержание гумуса составляет 0,28 %.

Оценка содержания гумуса в верхних слоях почвы свалок, свидетельствует о том, что наибольшее содержание гумуса в первом слое 0–20 см, в следующем 20–40 см уменьшается. Полученные результаты указывают на следующее соотношение между возрастом свалки (годы) / количеством видов (единиц) / содержанием гумуса, (%) = 25: 20: 10: 5: 0 / 73: 68: 30: 26: 0 / 2,22: 1,72: 0,62: 0,36: 0,34. Данные показывают, что наибольшее количество видов соответствует 25-летней свалке, за которой следуют 20-

летняя, 10-летняя свалки и 5-летняя свалки. Та же тенденция наблюдается в содержании гумуса: самое высокое содержание гумуса соответствует 25-летней свалке, за которой следуют 20-летняя, 10-летняя, 5-летняя свалка и свежеприготовленное хранилище отвалов.

Общее содержание азота (метод Кьельдаля) в новообразованных почвах на поверхности отвалов разного возраста свидетельствует о том, что общее содержание азота зависит от возраста отвалов. Данные подтверждают, что общее содержание азота зависит от возраста отвала и глубины анализируемого слоя почвы. Наибольшее содержание общего азота было определено во вновь сформированной почве на поверхности 25-летней свалки в слое 0–20 см (1060 мг / кг). Это объясняется тем, что за 25 лет появилось наибольшее количество видов растений (73), которые обеспечили выработку наибольшего количества органического вещества, образованного из массы биологического разнообразия и, соответственно, самое высокое процентное содержание гумуса (органического вещества) 2,22 %.

Полученные результаты показывают следующее соотношение между возрастом свалки, (годы) / количеством видов (единиц) / общим содержанием азота (мг/кг) = 25: 20: 10: 5: 0 / 73: 68: 30: 26: 0 / 1060,0: 773,0: 350,0: 182,0: 189. Данные показывают, что наибольшее количество видов соответствует 25-летней свалке, за которой следуют 20-, 10- и 5-летние свалки. Та же тенденция наблюдается в отношении общего содержания азота: самое высокое общее содержание азота соответствует 25-летней свалке, за которой следуют 20-летняя, 10-летняя, 5-летняя свалки и свежеприготовленное хранилище отвалов.

Оценка содержания калия в форме K_2O показывает, что наибольшее содержание этого питательного вещества было установлено в слое почвы 0–20 см. Его содержание в слое почвы на 20–40 см ниже, чем в слое на 0–20 см. Содержание K_2O зависит от возраста хранилище отвалов. Данные указывают на увеличение содержания K_2O (мг/кг) для слоя 0–20 см со значения 229 до 985 мг/кг для 25-летнего хранилище отвалов. Полученные результаты указывают на следующее соотношение между возрастом отвала, (годы) / подвижным содержанием K_2O для слоя земли 0–20 см (мг/кг) = 25:20:10: 5: 0 / 985: 447: 317: 203: 229: Этот факт объясняется накоплением калия видами растений во время их роста и развития, и позже после высыхания этих видов K_2O накапливается в слое почвы на 0–20 см, происходит, так называемый, биогеохимический процесс накопления (фитоценогический).

Исследование содержания подвижного фосфора в форме P_2O_5 . Анализ содержания подвижного фосфора в виде P_2O_5 для 25-летней свалки в слое почвы 0–20 см составляет 26,3 мг P_2O_5 /кг, а в слое 20–40 см – 1,9 мг P_2O_5 /кг слоя почвы. На 20-летней свалке в слое 0–20 см содержание подвижного фосфора составляет 22,3 мг/кг, в слое 20–40 см – 3,6 мг/кг. В 10-летней свалке это содержание в слое 0–20 см составляет 15,9 мг P_2O_5 /кг, а в 20–40–м слое оно составляет 5,6 мг P_2O_5 /кг. Для 5-летней свалки содержание подвижного фосфора составляет 14,6 для слоя 0–20 см и 8,6 мг P_2O_5 /кг для слоя 20–40 см. Содержание подвижного фосфора в форме P_2O_5 /кг для свалки свежих хвостов в слое 0–20 см составляет 22,2 мг P_2O_5 /кг, а для слоя 20–40 см это содержание составляет 27,5 мг/кг слоя почвы.

Полученные результаты показывают, что, начиная с 5-летней свалки, в слое 0–20 см наблюдается увеличение содержания подвижного фосфора мг P_2O_5 /кг с 14,6 (5-летняя свалка) до 26,3 мг P_2O_5 /кг (25-летняя свалка), и наоборот, уменьшение содержания подвижного фосфора, мг P_2O_5 /кг для слоя 20–40 см, с 8,6 мг P_2O_5 /кг (5-летняя свалка) до 1,9 мг P_2O_5 / кг (25-летняя свалка). Этот факт может быть объяснен использованием

фосфора в слое 20–40 см видами растений и его накоплением в растениях, а затем, при их высыхании, его накоплением в слое 0–20 см в биогеохимическом (фитоценоотическом) процессе.

Содержание подвижного фосфора, мг P_2O_5 /кг в 0-летней свалке, составляет 22,2 для слоя 0–20 см и 27,5 мг P_2O_5 /кг для слоя 20–40 см. Эти значения, возможно, объясняются тем, что они представляют реальное начальное содержание фосфора в материале свалки «0» года.

Полученные результаты указывают на следующее соотношение между возрастом отвала, (годы) / содержанием подвижного фосфора для слоя земли 0–20 см (мг P_2O_5 /кг) = 25: 20: 10: 5: 0 / 26,3: 22,3: 15,9: 14,6: 22,2 мг P_2O_5 /кг. Полученные результаты показывают, что количество подвижного фосфора определяется возрастом хранилище отвалов, чем старше возраст отвала, тем выше содержание подвижного фосфора.

Анализ содержания питательных веществ (азот, фосфор, калия) и гумуса в новообразованных слоях почвы на поверхности хранилище отвалов разного возраста свидетельствует о следующем. Эти данные демонстрируют динамику этих питательных веществ и гумуса во времени, в котором происходит рост и развитие видов растений, а также процесс затвердевания (образования новой почвы) в слоях на поверхности хранилище отвалов. Эти процессы указывают на изменение содержания азота, фосфора и калия, образование гумуса и образование новых почв, которые представляют собой сложные взаимозависимые процессы и являются основой для естественного восстановления петрофитной экосистемы на поверхности хранилище отвалов в известняковом карьере.

В заключение можно констатировать, что все процессы формирования петрофитной экосистемы: инициирование и развитие биологического разнообразия растений на поверхности отвалов, почвообразование, накопление питательных веществ и образование гумуса происходят одновременно, без вмешательства человека и обеспечивают процесс естественного восстановления петрофитной экосистемы на поверхности хранилище отвалов. Эти процессы взаимозависимы они зависят друг от друга и влияют друг на друга.

Выводы

Процесс естественного восстановления петрофитной экосистемы является **результатом** формирования хранилище отвалов, инициирование и развитие биологического разнообразия растений на поверхности отвалов, почвообразование, накопление питательных веществ и образование гумуса. Процесс формирования хранилище отвалов состоит в подготовке грунта, из которого добывался известняк, а земную массу (хранилище отвалов) хранят в отвалах различной формы, которые обеспечивают устойчивость к оползням. Этап восстановления биоразнообразия обусловлен поверхностным грунтовым материалом, образованным земляными работами, состоящими из слоев глин и ископаемых почв нижнего плейстоцена. Этот землистый материал, служащий биотопом, обеспечивает инициацию процесса биоразнообразия и формирования первичного горизонта накопления гумуса, предшественника горизонта А. Почвообразование – это процесс эволюции почвы, который обеспечивается биогеохимическим процессом, определяемый возрастом отвалов, количеством видов, растущих на поверхности отвалов, содержанием питательных веществ и гумуса, образующихся в отвалах, что обеспечивается массой видов, образовавшихся на поверхности хранилище отвалов, в результате биогеохимического процесса (фитоценоотического). Процесс накопления питательных веществ (азота, фосфора, калия) и гумуса в новообразованных слоях почвы на поверхности хранилище отвалов обеспечивается биогеохимическим процессом.

Литература

1. Anuarul IES – 2017 Protecția mediului în Republica Moldova. Chișinău: Pontos, 2018. ISBN 978–9975–51–928–1. 392 p.
2. Bulimaga C., Burgehelea A., Certan C. Studiul cuverturii de sol a zonei carierei de calcar pentru fabricarea cimentului la uzina „Lafarge Ciment” Moldova (S.A.). // Culegere de materiale ale Conferinței științifice cu participare internațională, consacrată aniversării a 150–a de la apariția ecologiei ca știință, a 70 de ani de la fondarea primelor instituții științifice academice și a 20 de ani de la înființarea USPEE „C. Stere”: „Problemele ecologice și geografice în contextul dezvoltării durabile a Republicii Moldova: realizări și perspective”, 14–15 septembrie 2016, Chișinău, Republica Moldova. Iași: Vasiliana’98, 2016. P. 393–398. ISBN 978–9975–9611–3–4.
3. Bulimaga, C., Certan, C., Burgehelea, A., Grabco, N. Legități și dependențe stabilite în procesul de restabilire naturală a ecosistemului petrofit din cariera „Lafarge Ciment” // Buletinul Academiei de Științe a Moldovei. Științele vieții. 1 (337) 2019. P. 171–180. ISSN 1857-064X. au stabilit legitățile și dependențele în procesul de restabilire naturală a ecosistemului petrofit din cariera de calcar.
4. Burger A.J. and Carl E.Z. How to Restore Forests on Surface-Mined Land. Reclamation Guidelines for Surface Mined Land. // Virginia Cooperative Extension Publication 1992, Nr. 460–123, P. 1–32.
5. Certan C. Etapele procesului de restructurare a ecosistemului petrofit pe suprafața haldelor de steril din cariera „Lafarge Ciment” // Academos, 2019. № 2. P. 5–11.
6. Certan C., Bulimaga C., Grabco N. Evaluation of vegetation diversity of the limestone quarry „Lafarge Ciment” (Moldova) S.A. // Scientific Annals of the Danube Delta Institut. Vol. 23. Tulcea (România), 2018. P. 31–36. ISSN online 2247 – 9902
7. Dinucă N.C. Cercetări privind fundamentarea științifică a reconstrucției ecologice a haldelor de steril rezultate prin exploatarea miniere de suprafață din bazinul mijlociu al Jițului și Motrului. Teză de doctorat, Brașov, 2015, 157 p.
8. www.creeaza.com/.../formarea_solului [23.06.2019].

SOME ASPECTS OF THE NATURAL RECOVERY PROCESS OF THE PETROPHYTIC ECOSYSTEM IN THE “LAFARGE CIMENT” MOLDOVA (SA) CAREER

C.P. Bulmaga, C.N. Certan, A.N. Burgelea, N.I. Grabco

The process of natural restoration of the petrophyte ecosystem is the result of restoration of biodiversity due to surface soil material formed by earthworks consisting of layers of clay and fossil soils of the Lower Pleistocene. This earthy material provides the initiation of the process of biodiversity and the formation of the primary horizon of accumulation of humus, the predecessor of horizon A. Soil formation is the process of soil evolution, which is ensured by the biogeochemical process, determined by the age of the dumps, the number of species growing on the surface of the dumps, the content of nutrients and humus formed in the dumps, which is ensured by the mass of species formed on the surface of tailings, as a result of the phytocenotic process. The accumulation of nutrients (nitrogen, phosphorus, K₂O) and humus in the newly formed soil layers on the surface of tailings is ensured by the biogeochemical process.

Keywords: nutrients, accumulation, dynamics, biodiversity, humus, regosol.

УДК: 579.22: 579.24: 579.69: 579.873.1: 66.092.1

ЖИЗНЕСПОСОБНОСТЬ СТРЕПТОМИЦЕТОВ, ВЫДЕЛЕННЫХ ИЗ ЗАГРЯЗНЁННОЙ ПЕСТИЦИДАМИ ПОЧВЫ, НА СРЕДАХ С НАНОЧАСТИЦАМИ

С.А. Бурцева, М.Н. Бырса

Институт микробиологии и биотехнологии, Кишинев, Молдова,
e-mail: burtseva.svetlana@gmail.com

Из карбонатного чернозема, загрязненного пестицидами, были выделены 36 штаммов, относящихся к роду *Streptomyces*. Новые штаммы хорошо росли на общепринятых средах, наиболее высокие значения роста отмечали на овсяном агаре. Культивирование отличающегося активным ростом и толерантностью к отсутствию в среде Чапека глюкозы штамма *Streptomyces* sp. 205с с использованием в качестве единственного источника углерода стойкого органического загрязнителя трифлуралина приводило к заметному снижению роста и споруляции, которые улучшалось при добавлении наночастиц Fe⁰.

Ключевые слова: стрептомицеты, трифлуралин, ноль-валентное железо, жизнеспособность.

Введение

Из всех актинобактерий в почве стрептомицеты представляют наиболее многочисленную группу и известны как продуценты веществ различной химической природы с широким спектром биологической активности. В литературе приводятся убедительные данные, что многие представители *Streptomyces*, выделенные из различных экологических ниш, производят не только антибиотики, но и другие биологически активные вещества [18, 19, 22].

Почвенные микроорганизмы, включая актинобактерии, играют важную роль в регулировании продуктивности растений, особенно в условиях бедных экосистем. Микроорганизмы снабжают растения дефицитными питательными веществами [6, 25].

При техногенном загрязнении компонентов биосферы, в том числе, и почв, почвенная биота выполняет важную функцию – детоксикацию вредных соединений, присутствующих в почве и влияющих на состояние окружающей среды и качество сельскохозяйственной продукции [11].

Актинобактерии, являясь сапрофитами, также участвуют в деградации биополимерных комплексов и являются хорошими показателями уровня загрязнения почвы тяжелыми металлами – Pb, Zn, Cu, Mn. В промышленных и транспортных экотопах, наиболее загрязненных этими металлами, установлено увеличение доли микромоноспор, снижение антимикробного потенциала стрептомицетов по сравнению с почвами на незагрязненных территориях [4, 14, 21].

Мировая практика применения пестицидов свидетельствует о том, что они несут в себе потенциальную опасность. Нетоксичных для человека и биосферы в целом пестицидов нет [11]. Способность микроорганизмов разрушать пестициды связана с долгосрочной адаптацией к условиям окружающей среды и их активностью в развитии многочисленных биохимических процессов. Способ восстановления почв, загрязненных пестицидами, с помощью микроорганизмов отличается экономией ресурсов и своей эффективностью. Наиболее распространенный метод санации почвы связан с отбором штаммов микроорганизмов-детоксификаторов, накоплением их биомассы и её

внесением в почву, загрязненную токсичными веществами. Эффективность этого метода определяется возможностью развития и активации микробной культуры в почвенном биоценозе [17]. Для экологических нужд чаще используются гетеротрофные микроорганизмы [8].

Непатогенные актинобактерии рода *Rhodococcus* широко распространены в природе. Они обладают способностью усваивать химически сложные субстраты, такие как нефтяные углеводороды, фенольные соединения, гумусовые вещества, воска, смолы и т. д. [15]. Родококки являются уникальной эко-трофической группой, они проявляют свои специфические способности выживать в критических условиях и могут быть использованы в области биотехнологии и защиты окружающей среды, выступая в качестве биоиндикаторов залежей углеводородов или интенсификаторов процессов биодegradации загрязненных нефтью зон, синтеза кормового белка и органического биокатализа [15].

Микробная минерализация является наиболее эффективным и экологически чистым методом удаления органических ксенобиотиков. Когда в почву добавляются микроорганизмы-деструкторы, она не только очищается от ксенобиотиков, но и увеличивается её плодородие. Микроорганизмы превращают остатки животных и растений в новые органические вещества, которые, взаимодействуя с минеральными компонентами, придают почве специфические свойства [8, 10, 13, 16].

В литературе имеется достаточно данных об использовании нанобиотехнологий для улучшения экологической ситуации. Особенно при обнаружении штаммов – активных деструкторов ксенобиотиков. Показано, что наночастицы оказывают как стимулирующее, так и ингибирующее действие на продуктивность и биохимический состав биомассы различных групп микроорганизмов: дрожжей, грибов, цианобактерий и др. [1, 9, 12, 20, 23].

Учитывая вышесказанное, целью исследования было изучение морфокультуральных свойств новых штаммов стрептомицетов, выделенных из карбонатного чернозема, загрязненного пестицидами, и отбор штамма для оценки возможности разрушения пестицидов в присутствии наночастиц Fe^0 .

Методы

Объект исследования – 36 штаммов стрептомицетов, выделенных из карбонатного чернозема, отобранного вблизи старых складов для хранения пестицидов (Сынжера).

Выделение новых штаммов стрептомицетов из загрязненного пестицидами карбонатного чернозема проводили на крахмал-аммиачной среде (КАА) по методу, предложенному Егоровым (2004) [5].

Исследование культуральных свойств новых выделенных штаммов проводили по классическим методам: цвет, форму, профиль, консистенцию колоний определяли на агаризованной среде Чапека с глюкозой, SR-I, овсяном агаре [2, 5].

Для оценки способности деструкции пестицидов, был выбран штамм *Streptomyces* sp. 205. Определение жизнеспособности *S.* sp. 205 проводили на агаризованной среде Чапека в присутствии стойкого органического загрязнителя (СОЗ) трифлуралина и наночастиц ноль-валентного железа ($НЧ Fe^0$). Расчет жизнеспособности проводился по логарифмическому методу [24].

Результаты

Анализ морфо-культуральных свойств колоний, выращенных на КАА среде, выявил, что:

- большинство колоний имели сухую кожистую консистенцию с субстратным и воздушным мицелием разных цветов и степени развития;
- размер колоний варьирует от 1,5 до 8,0 мм в диаметре;
- поверхность колоний в наиболее частых случаях была бархатистой, реже – шероховатой и очень редко – аспорогенной или слабо спорулированной.

Исследование колоний, показало, что воздушный мицелий состоит из гиф с цепочками спор различной формы – прямой, волнистой и т. д. По данным экспериментов и литературы, выделенные штаммы были отнесены к роду *Streptomyces* [3, 7, 14].

По степени развития воздушного мицелия колонии изучаемых штаммов можно разделить на: колонии с хорошо развитым воздушным мицелием – 55,5 %, слабо развитые – 13,8 % и аспорогенные – 30,5 %. При росте на КАА размер колоний сильно варьировал: 25 % были размером 2,5–3,0 мм, у большинства штаммов (52,7 %) колонии были диаметром 4,0–5,0 мм, 16,6 % – 5,5–7,0 мм и несколько колоний были размером 1,5 мм (2,7 %) и 8,0 мм (2,7 %).

Согласно классификации Красильникова Н.А., по окраске воздушного мицелия актиномицеты можно разделить на два типа: пигментированные и непигментированные. Анализируя характер роста изолированных стрептомицетов, мы установили, что 75 % являются частью группы *Albus* (непигментированные штаммы с белым или беловатым воздушным мицелием), 13,9 % – группы *Griseus* (непигментированные штаммы с серым, серым и дымным воздушным мицелием). Остальные 11,1 % составляли пигментированные штаммы из групп *Flavus* (соломенно-желтый, песочно-бледный) – 5,5 %, *Rubra* (красно-оранжевый) – 2,8 % и *Viridis* (бирюзовый) – 2,8 %.

Белый субстратный мицелий наблюдался только у 11,1 % штаммов, серый, серый и дымчатый – 19 штаммов (52,7 %), а остальные 36 % имели разные цвета субстратного мицелия: розово-мраморный, красно-оранжевый, темно-серо-фиолетовый, черный, розово-фиолетовый и розово-сиреневый. Свойство синтеза растворимого пигмента в питательной среде КАА не было установлено ни у одного штамма.

Практически все штаммы имели круглые колонии, девять штаммов имели кратер уколом, а один имел широкий кратер. По краю колонии также отличались: 58,3 % имели гладкий край, 30,5 % имели высокий край и только 5,5 % имели волнистые края и 5,5 % – выпуклые.

Изучение активности роста и споруляции новых штаммов, выделенных на трех питательных средах (Чапека, SR-I и овсяный агар), показало, что культуральные свойства одного и того же штамма меняются в зависимости от состава питательной среды. Например, хорошая активность роста и споруляции была только у 8 штаммов (22,2 %) из 36 при культивировании на средах Чапека и SR-I, тогда как на овсяном агаре эти показатели значительно увеличились: 23 штамма показали хорошую активность роста (63,8 %) и 19 штаммов – хорошую споруляцию (52,7 %). Большинство штаммов имели средние значения активности роста и споруляции при культивировании на средах Чапека (63,8 % и 42,2 % соответственно) и SR-I (66,6 % и 55,5 % соответственно).

Анализируя данные, полученные после изучения активности роста и споруляции новых штаммов стрептомицетов в зависимости от культуральной среды, было установлено, что наиболее высокие значения были получены при выращивании на овсяном агаре: ростовая активность – 63,8 % и споруляция – 52,7 %.

Для дальнейших исследований, в качестве объекта для анализа возможности де-струкции CO₂, был взят *Streptomyces* sp. 205, отличающийся более активным ростом и толерантностью к отсутствию в питательной среде глюкозы.

Была проведена серия экспериментов, связанных с установлением жизнеспособности культивируемого штамма на среде Чапека с добавлением CO_2 и HЧ Fe^0 без основного источника углерода – глюкозы. Контролем являлась среда Чапека с минимальным количеством глюкозы (2,0 г/л) (рис.).

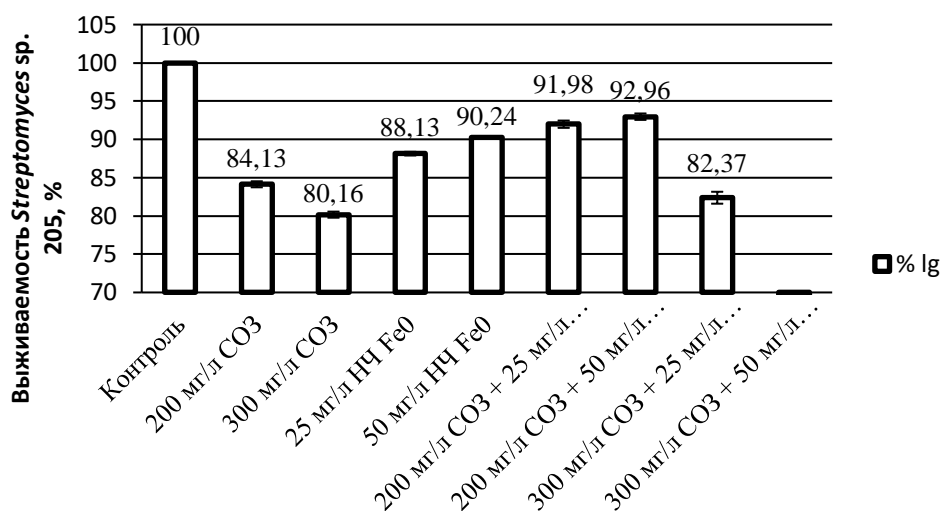


Рис. Жизнеспособность *Streptomyces sp. 205*, выращенного на агаризованной среде Чапека без глюкозы с добавлением CO_2 и HЧ Fe^0 (мг / л), %

Согласно рис. 1, жизнеспособность *S. sp. 205* значительно снизилась во всех вариантах опыта. При применении только CO_2 в среде Чапека жизнеспособность составила 80,2–84,1 % по сравнению с контролем. При добавлении только HЧ Fe^0 жизнеспособность увеличивается и составляет уже 88,1–90,2 %. Лучшие результаты были получены у вариантов CO_2 200 мг / л + HЧ Fe^0 25 мг / л и CO_2 200 мг / л + HЧ Fe^0 50 мг / л: жизнеспособность составляла 92 – 93 % по сравнению с контролем. При увеличении количества CO_2 до 300 мг / л и добавлении HЧ Fe^0 25 мг / л жизнеспособность внезапно снижается до 82,4 % и полное отсутствие роста штамма было отмечено в варианте CO_2 300 мг / л + HЧ Fe^0 50 мг / л.

Заключение

Из образцов карбонатного чернозема, загрязненного пестицидами, были выделены микроорганизмы, из которых 36 штаммов с различной степенью развития воздушного мицелия, соответствовали актинобактериям рода *Streptomyces*. Диаметр колоний при выращивании на среде КАА варьирует от 1,5 мм (2,7 %) до 3,0 мм (25 %), 5,0 мм (52,7 %), 5,5–7,0 мм (16,6 %). Новые штаммы отличаются между собой активностью роста: только 8 штаммов активно росли и спорулировали на средах Чапека и SR-I, в то время как на овсяном агаре 23 штамма росли хорошо, и 6 из них имели очень хорошую ростовую и споруляционную активность. Большинство новых штаммов стрептомицетов были с белым воздушным мицелием (75 %). Эффект роста и развития в присутствии HЧ Fe^0 и CO_2 был зафиксирован у штамма *Streptomyces sp. 205*, но жизнеспособность не превышает результаты в контроле, а в случае присутствия в среде CO_2 концентрации 300 мг / л рост штамма отсутствовал.

Проведённые исследования показали, что выделенный из загрязненной пестицидами почвы штамм *Streptomyces* sp. 205 хорошо растёт на «классических» питательных средах с общепринятыми источниками углерода. Культивирование на обеднённой среде Чапека с использованием в качестве единственного источника углерода – СОЗ (трифлуралин) вызывает заметное снижение активности роста и споруляции у штамма, тогда как при добавлении НЧ Fe⁰ можно заметить улучшение роста штамма. То есть, полученные результаты предполагают перспективность продолжения исследований в этом направлении – поиске новых штаммов – деструкторов пестицидов среди актинобактерий.

Литература

1. Близнюк Д.О., Ермішев О.В., Оберенко А.В. Використання продуктів нанотехнології в біотехнології. Фундаментальні та Прикладні Дослідження в Біології та Екології. Матеріали IV Міжнародної наукової конференції студентів, аспірантів і молодих вчених. (12–14 квітня 2016). Вінниця. 2016. С. 218–219.
2. Бондарцев А.С. Шкала цветов. Москва: Изд-во АН СССР, 1954. 28 с.
3. Валагурова Е.В., Козырицкая В.Е., Иутинская Г.А. Актиномицеты рода *Streptomyces*. Описание видов и компьютерная программа их идентификации. Киев: Наукова думка, 2003. 645 с.
4. Гришко В.М., Сищикова О.В. Зміни чисельності і видового складу угруповань стрептоміцетів у забрудненому важкими металами ґрунті // Мікробіологічний Журнал, 2010. № 3. С. 20–28.
5. Егоров Н.С. Основы учения об антибиотиках. Москва: Изд-во МГУ «Наука», 2004. 528 с.
6. Зенова Г.М., Маслова Е.М., Звягинцев Д.Т. Экологические аспекты исследования спорагмальных актиномицетов // Почвоведение, 1996. № 12. С. 1491–1495.
7. Зенова Г.М., Звягинцев Д.Г. Разнообразие актиномицетов в наземных экосистемах. Москва: МГУ, 2002. 135 с.
8. Квеситадзе Г.И. Введение в биотехнологию // Г.И. Квеситадзе, А.М. Безбородов: РАН. Ин-т биохимии им. А. Н. Баха. М.: Наука, 2002. 283 с.
9. Кирица Е.Н., Усатый А.С., Бешлиу А. Влияние наночастиц TiO₂ на продуктивность и биотехнологический состав биомассы дрожжей *Rhodotorula gracilis* CNMN-Y-30. Материалы V-го Всерос. симпозиума с межд. участ. «Автотрофные микроорганизмы». М.: Макс Пресс, 2015. С. 121.
10. Колупаев А.В. Почвенные микроорганизмы-биодеструкторы органических пестицидов. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук. М. 2010. 28 с.
11. Куликов Я.К. Агроэкология: учеб. пособие. Минск: Выш. шк., 2012. 319 с.
12. Курляндская Г.В., Бекетов И.В., Мельников Г.Ю., Денисова Т.П., Максимова Е.Н. Исследование морфофункциональных реакций клеточных культур на наночастицы оксида железа. Факторы устойчивости микроорганизмов в экстремальных природных условиях и техногенной среде: Материалы Всероссийск. науч. конф. с междунар. участ. и школы молодых ученых, 12–15 сентября 2016 г. – Иркутск: Изд-во Института географии им. В.Б. Сочавы СО РАН, 2016. С. 264–265.
13. Мотузова Г.В., Безуглова О.С. Экологический мониторинг почв. М.: Академический Проект; Гаудеамус, 2007. 237 с.
14. Определитель бактерий Берджи. 9-е изд-е. В 2-х т. Т. 2: Пер. с англ. // Под ред. Хоулта Дж., Крига Н., Снита П., Стейли Дж. и Уилльямса С. М.: Мир, 1997. С. 613–709.
15. Осипенко М.А., Куюкина М.С., Каменских Т.Н., Ившина И.Б., Няшин Ю.И., Любивая О.В. Математическая модель морфогенетического цикла бактерий рода *Rhodococcus* // Российский журнал биомеханики, 2010. Том 14. № 4 (50). С. 26–34.

16. Петрищева Т.Ю. Микроорганизмы – индикаторы экологического неблагополучия экосистем. Материалы Всеросс. симп. с международным участием «Современные проблемы экологии и биотехнологии микроорганизмов». 24–27 декабря 2014, Москва. С. 182.
17. Решетов Г.Г., Тугаева Т.А. Эффективность метода микробной деструкции пестицида тетраметилтиурамдисульфида // Вестник Саратовского Гос. социально-экологического университета, 2012. № 5 (44). С. 220–223.
18. Сергеева А.Г., Куимова Н.Г. Актиномицеты как продуценты биологически активных веществ. Докл. Регион. Научн. Конф. «Диагностика, прогнозирование течения и лечения кардио-респираторных нарушений в пульмонологии». Благовещенск, 2006, Бюл. Физиол. и патол. дыхания, 2006. № 22. С. 88–90.
19. Хасенова А.Х., Треножникова Л.П., Гаврилова Н.М. Биохимические свойства актиномицетов – антагонистов из почв Казахстана // Вестн. Казах. Нац. Унив. Сер. Экология, 2004. № 1, С. 53–57.
20. Чилочи А.А., Тюрина Ж.П., Клапко С.Ф., Дворнина Е.Г., Мырзак А.В., Лаблюк С.В. Влияние наночастиц CdSe с малыми размерами на протеолитическую активность микромицета *Fusarium gibbosum* CNMN-FD-12. Материалы V-го Всерос. симпозиума с межд. участ. «Автотрофные микроорганизмы». М.: Макс Пресс, 2015. С. 160.
21. Широких И.Г., Ашихмина Т.Я., Широких А.А. Особенности актиномицетных комплексов в урбаноземах г. Кирова. // Почвоведение, 2011. № 2. С. 199–205.
22. Bounigrane B., El Hadrame L., Ouhblouch Y. Novel production of isochainin by a strain of *Streptomyces* sp. isolated from rhizosphere soil of the indigenous Morocco plant *Argania spinosa* // World J. Microbiol. and Biotechnol. 2006. № 22(5). P. 423–429.
23. Chiselita N. The influence of ZnO nanoparticles on biosynthesis of β -glucans of *Saccharomyces cerevisiae* CNMN-Y-20 yeast. Life Sciences in the Dialogue of Generations: „Connections between universities, academia and business community”. Abstract book. Republic of Moldova, Chisinau. 2016. P. 72.
24. Muñoz-Rojas J., Bernal P., Duque E., Godoy P., Segura A., Ramos J.L. Involvement of cyclopropane fatty acids in the response of *Pseudomonas putida* KT2440 to freeze-drying // Applied and Environmental Microbiology, 2006. № 72 (1). P. 472–477.
25. Van der Heijden M.G.A., Barogett R.D., van Straalen N.M. The unseen majority: Soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems // Ecol. Lett., 2008. № 11(3). P. 296–310.

VITABILITY OF STREPTOMYCETES, ISOLATED FROM SOIL POLLUTED WITH PESTICIDES, ON MEDIA WITH NANOPARTICLES

S.A. Burtseva, M.N. Birsa

36 strains of the genus *Streptomyces* were isolated from carbonate chernozem contaminated with pesticides. New strains grew well on common media; the highest growth values were observed on oat agar. The strain *Streptomyces* sp. 205, characterized by more active growth and tolerance to the absence of glucose in Czapek medium served as research object. The cultivation of this strain on persistent organic pollutant (trifluralin) as the single carbon source caused a noticeable decrease in growth and sporulation, which improved with the addition of Fe⁰ nanoparticles.

Keywords: streptomycetes, trifluralin, zero-valent iron, viability.

УДК: 631.452:631.459

ДЕГРАДАЦИЯ ЧЕРНОЗЕМОВ ОБЫКНОВЕННЫХ В РЕЗУЛЬТАТЕ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ

Э.А. Гаевая¹, О.С. Безуглова^{1,2}

¹Федеральный Ростовский аграрный научный центр,
Ростовская область, Аксайский район, п. Рассвет, e-mail: emmaksay@inbox.ru,

²Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону,
e-mail: lola314@mail.ru

Целью исследования явилось изучение факторов регулирования плодородия почвы с использованием почвозащитной обработки в севооборотах различной конструкции, расположенных на склоновых землях Ростовской области. Опыт был заложен в системе контурно-ландшафтной организации территории склона крутизной до 3,5–4° на черноземе обыкновенном, исходное содержание гумуса при закладке опыта было 3,80–3,83 %. Поддержание плодородия черноземов обыкновенных на исходном уровне в результате антропогенного воздействия в условиях эрозионно-опасного склона Ростовской области возможно при внесении органоминеральных удобрений в дозе 100 кг д.в. и введении в севооборот 40 % многолетних трав. Количество гумуса увеличилось на 1,1–2,5 т/га. Увеличение дозы внесения удобрений в полтора раза (162 кг д.в. на 1 га севооборотной площади) позволяет поддерживать расширенное воспроизводство почвенного плодородия во всех севооборотах (2,9–11,2 т/га). Применение почвозащитных севооборотов, содержащих в структуре посевных площадей от 20 % до 40 % многолетних трав позволило сократить сток на 20,3–28,0 % и смыв почвы на 38,9–44,0 %. Использование почвозащитных обработок также сокращало смыв почвы на 15,3–23,4 %. Внесение в почву органических удобрений в дозе 5 т и минеральных N46P24K30 увеличило урожайность в севообороте «А» на 21,9–22,6 %, в севообороте «Б» – на 16,4–16,5 % и в севообороте «В» – на 16,0–16,9 %. Увеличение дозы внесения удобрений в полтора раза увеличивает продуктивность севооборотов соответственно в среднем на 31,1 %, 24,5 % и 25,2 % или 3,80–8,34 ц/га зерн. ед. продукции.

Ключевые слова: гумус, плодородие почвы, склон, смыв почвы, продуктивность, обработка почвы.

Введение

Ростовская область – важнейший аграрный регион России: при общей площади территории 100,9 тыс. км², сельскохозяйственные угодья занимают здесь 8764,6 тыс. га, в том числе, пашня 5632,4 тыс. га. В регионе возделываются основные сельскохозяйственные культуры такие, как озимая пшеница, подсолнечник, ячмень, кукуруза и многие другие. Урожайность их зависит от почвенного плодородия. На землях, имеющих более высокое плодородие, возможно, получать высокие урожаи. Однако дополнительную продукцию, возможно, получать на средне и слабо эродированных почвах при надлежащей их защите [6]. По данным государственного учета, из общей площади сельскохозяйственных угодий около 60 % являются эрозионно-опасные и подвержены водной и ветровой эрозии. Ежегодная убыль гумуса на пашне составляет 0,62 т/га, а в целом по России 81,4 млн. т. Особенно неблагоприятные условия складываются на склоновых землях [1].

Для южных регионов освоение систем земледелия на ландшафтной основе базируется на создании надёжного почвозащитного комплекса с конкретными параметрами для каждой почвенно-климатической зоны [9]. Выявление масштабов распространения

и опасности проявления деградационных процессов на сельскохозяйственных землях, установление количественных и качественных изменений земель России, произошедших в связи с воздействием негативных процессов, а также изменения климата, является фундаментальной проблемой [2]. В условиях контурно-мелиоративной организации территории наблюдается существенная разница между содержанием гумуса в почве при разной антропогенной нагрузке [3,5].

Эрозионные процессы остаются одним из главных источников потерь ресурсов плодородия почвы и как следствие потерь урожая. Разрушая плодородный слой почв, наличие которого прямо или косвенно является необходимым условием производства различных видов сельскохозяйственной продукции, почвенная эрозия, подрывает основы благосостояния нынешнего и будущих поколений. Экологическая опасность современной эрозии заключается в том, что на большинстве земель нарушается экологический баланс, вследствие чего падает естественное плодородие почв, идет их деградация [8].

Целью исследования явилось изучение факторов регулирования плодородия почвы с использованием почвозащитной обработки в севооборотах различной конструкции, расположенных на склоновых землях Ростовской области.

Методы исследования

Исследования проведены в многофакторном стационарном опыте, расположенном на склоне балки Большой Лог Аксайского района Ростовской области в 2010–2019 гг. Опыт был заложен в 1986 году в системе контурно-ландшафтной организации территории склона крутизной до $3,5-4^\circ$ и зарегистрирован в Географической сети длительных опытов с удобрениями (аттестат № 169). Для предотвращения процессов эрозии был создан комплекс гидротехнических приемов и простейших сооружений: валов – канав и валов – террас, позволяющих снизить до безопасных пределов сток талой и ливневой воды и смыв почвы. Почва опытного участка – чернозем обыкновенный, тяжелосуглинистый на лессовидном суглинке. Мощность $A_{\text{пах}}$ – 25–30 см, $A+B$ – от 40 до 90 см – в зависимости от смывости. Исходное содержание гумуса при закладке опыта в почве было 3,80 – 3,83 %.

В опыте изучали три севооборота, имеющих в структуре посевов различное процентное соотношение чистого пара и многолетних трав: севооборот «А» – чистый пар 20 %, многолетние травы 0 % (пар, озимая пшеница, озимая пшеница, подсолнечник, ячмень); севооборот «Б» – чистый пар 0 %, многолетние травы 20 % (соя, озимая пшеница, подсолнечник, ячмень, многолетние травы); севооборот «В» – чистый пар 0 %, многолетние травы 40 % (кукуруза на зерно, озимая пшеница, ячмень, многолетние травы, многолетние травы). Применяли три уровня органоминеральной системы удобрений: «0» – естественное плодородие; «1» – органические удобрения 5 т совместно с минеральными $N_{46}P_{24}K_{30}$ (100 кг. д.в. на 1 га севооборотной площади) и «2» – органические удобрения 8 т совместно с минеральными $N_{84}P_{30}K_{48}$ (162 кг. д.в. на 1 га севооборотной площади) и две системы обработки почвы чизельную и отвальную обработку.

Содержание общего углерода определяли по методу И.В. Тюрина в модификации Б.А. Никитина [7]. Определение смыва и размыва почвы проводили измерением объема водороев по методу В.Н. Дьякова [4].

Результаты

Продуктивность земель сельскохозяйственного назначения зависит от плодородия, которое в свою очередь оценивается по ряду признаков. Одним из основных факто-

ров почвенного плодородия является органическое вещество почвы. Длительное использование пашни без применения органических и минеральных удобрений снижает содержание гумуса в почве. При закладке полевого стационарного опыта в 1986 г., расположенного на эрозионно-опасном склоне, запас гумуса в слое почвы 0–30 см. колебался в пределах от 136,8 до 137,9 т/га. В результате экстенсивной системы земледелия запас гумуса в пахотном слое почвы сократился на 3,2–12,2 т/га. Наибольшие потери были отмечены в севообороте содержащем поле чистого пара. В севооборотах с многолетними травами также отмечался отрицательный баланс гумуса на фоне естественного плодородия. Внесение в почву органических (5 т) и минеральных удобрений в дозе $N_{46}P_{24}K_{30}$ (100 кг. д.в. на 1 га севооборотной площади) позволяет поддерживать слабоболожительный баланс гумуса. В севообороте с наличием 40 % многолетних трав в структуре посевных площадей количество гумуса увеличилось на 1,1–2,5 т/га, по сравнению с исходным содержанием. В севообороте «Б», имеющим в структуре посевных площадей 20 % поле многолетних трав, за тридцатилетний период исследований, количество органического вещества почвы сократилось на 1,3–4,3 т/га. В севообороте с 20 % чистого пара потери гумуса в пахотном слое составляли 5,5–7,9 т/га, однако внесение удобрений в средних дозах сократило эти потери вдвое, в сравнении с вариантом опыта естественного плодородия (таблица 1).

Таблица 1

Потери гумуса в севооборотах различной конструкции в слое почвы 0–30 см, т/га

Период сравнения	Уровень применения удобрений	Севооборот					
		«А»		«Б»		«В»	
		чизельная	отвальная	чизельная	отвальная	чизельная	отвальная
1986	-	137,9	137,9	137,5	137,5	136,8	136,8
2016	0	128,9	125,6	128,5	126,4	133,6	131,8
	1	132,4	130,0	136,3	133,2	139,3	137,9
	2	141,9	140,8	146,7	142,2	148,0	144,4
Прирост/потери	0	-9,0	-12,2	-9,0	-11,2	-3,2	-5,0
	1	-5,5	-7,9	-1,3	-4,3	2,5	1,1
	2	4,1	2,9	9,2	4,7	11,2	7,6

Увеличение дозы внесения удобрений в полтора раза (162 кг. д.в. на 1 га севооборотной площади) позволяет поддерживать расширенное воспроизводство почвенного плодородия во всех севооборотах. В севообороте с 20 % чистого пара количество гумуса в пахотном слое увеличилось по сравнению с исходным на 2,9–4,1 т/га. Введение в севооборот 20 % многолетних трав и отсутствие чистого пара, незначительно увеличило запас гумуса до 3,4 % или на 4,7–9,2 т/га по сравнению с севооборотом «А». Увеличение доли многолетних трав в структуре севооборота до 40 % позволило увеличить запас гумуса при внесении органоминеральных удобрений в повышенных дозах до 4,3 % или на 7,6–11,2 т/га, в сравнении с севооборотом с 20 % чистого пара и не имеющим в структуре посевных площадей многолетних трав. Сравнение севооборотов с различным соотношением доли многолетних трав показало, что преимущество имеет севооборот с удвоенным полем многолетних трав. Многолетние травы позволяют предотвратить развитие эрозионных процессов, а бобовый компонент способствует поступлению азота в почву, который в свою очередь играет значительную роль в процессах образования гумуса.

Севообороты, различные по конструкции и по соотношению культур в структуре посевов имеют различные показатели по смыву почвы и стоку воды. Эти показатели существенно отличаются от аналогичных при сплошном размещении культур на склонах. Различаются они и в изучаемых севооборотах, поскольку в каждом из них соотношение эрозионно-устойчивых и неустойчивых культур (и пара) различно.

В таблице 2 представлены средние данные смыва почвы за две ротации севооборотов. Смыв почвы наблюдался на эрозионно-опасном участке не каждый год. Это зависит от ряда факторов и их сочетания, во-первых, от высоты снежного покрова и таяния снега, во-вторых, от температурного режима холодного периода года, а также интенсивности ливней в летний период. При различных сочетаниях этих факторов в иные годы наблюдается интенсивный смыв почвы и сток талых вод, а в отдельные годы смыв почвы и сток воды не наблюдался или он имел место в допустимых пределах. Интенсивность ливня, водопроницаемость почвы, а также влагоемкость и количество доступной влаги в пахотном слое, все эти факторы сказываются на количестве смытой почвы.

Таблица 2

Смыв почвы и сток воды в зависимости от конструкции севооборота и обработки почвы

Показатель	Севооборот					
	“А” 20 % чистый пар, 0 % многолетние травы		“Б” 0 % чистый пар, 20 % многолетние травы		“В” 0 % чистый пар, 40 % многолетние травы	
	чизельная	отвальная	чизельная	отвальная	чизельная	отвальная
Смыв, т/га	5,0	5,9	3,6	4,7	2,8	3,6
Сток, мм	16,2	19,0	11,7	15,5	9,4	12,5

В севообороте «А» с 20 % полем чистого пара отмечен наибольший смыв почвы с гектара севооборотной площади, который составлял 5,0–5,9 т/га с преимуществом по отвальной обработке. Введение в севооборот 20 % многолетних трав, позволило сократить смыв почвы на 20,3–28,0 %. Увеличение доли многолетних трав до 40 % и отсутствие поля чистого пара сократило смыв почвы на 38,9–44,0 %.

Применение различных почвообрабатывающих агрегатов на склоне крутизной 3,5–4°, по-разному сказывалось на величине смытой почвы. Использование почвозащитных обработок сокращало смыв почвы на 15,3–23,4 %, за счет оставления на поле стерневых и пожнивных остатков. Обработка почвы орудиями с оборотом пласта, которые также переворачивают и стерню, оставляя гребни не защищенными, способствует смыву почвы. В свою очередь гребнистая вспашка может задерживать сток воды, но до определенного предела. Потоки воды, движущиеся вдоль по склону, размывают гребни, унося с собой плодородный верхний слой почвы. Это особенно часто наблюдается в период таяния снега, когда верхний слой оттаивает, а нижний ещё остается промерзшим. В результате образовавшаяся масса воды не успевает впитываться, и образующиеся потоки воды стекают вниз по склону по мерзлоталой почве, унося с собой верхний наиболее плодородный слой. Поэтому особенно важно для эрозионно-опасного склона в зимний период иметь наибольшее количество площади защищенной посевами культур. И в этом аспекте особенно важно состояние озимых культур, их степень кустистости и развитие корневой системы.

Сток талых вод в зависимости от обработки почвы имел ту же закономерность, что и смыв почвы. Чизельная обработка препятствовала стоку талых вод в севообороте «А»

на 14,7 %, а введение в севооборот многолетних трав сокращало смыв в севообороте «Б» на 24,5 %, в севообороте «В» на 24,8 %. Введение в севооборот 20 % многолетних трав способствовало сокращению смыва на 18,4–27,7 %, а увеличение многолетних трав в двое – на 34,2–41,9 % с преимуществом по чизельной обработки.

Одним из показателей уровня плодородия, является продуктивность севооборота в целом, которая за годы исследований колебалась в пределах от 2,68 до 8,34 т/зерн.ед. Продуктивность севооборота имеющим в своем составе паровое поле (севооборот «А») в условиях эрозионно-опасного склона уступает по продуктивности остальным севооборотам на 10–20 %. Более высокая продуктивность отмечена в севообороте «В», которая была больше в два раза, чем в севообороте «А» и несколько меньше, чем в севообороте «Б» (таблица 3).

Таблица 3

Продуктивность севооборотов в зависимости от конструкции, обработки почвы и уровня применения удобрений, т/зерн.ед.

Севооборот	Способ обработки почвы	Уровень питания		
		«0»	«1» (100 кг. д.в. органо-минеральных удобрений)	«2» (162 кг. д.в. органо-минеральных удобрений)
А	чизельная	2,77	3,58	4,02
	отвальная	2,68	3,43	3,80
Б	чизельная	3,05	3,65	4,03
	отвальная	3,23	3,87	4,28
В	чизельная	5,75	6,92	7,69
	отвальная	6,29	7,49	8,34
НСР ₀₅ в зависимости от конструкции севооборота, уровня минерального питания и обработки почвы – 0,28; 0,23; 0,29 т/га				

Внесение в почву органических удобрений в дозе 5 т и минеральных N₄₆P₂₄K₃₀ увеличило урожайность в севообороте «А» на 21,9–22,6 %, в севообороте «Б» – на 16,4–16,5 % и в севообороте «В» – на 16,0–16,9 %. Увеличение дозы внесения удобрений в полтора раза увеличивает продуктивность севооборотов соответственно в среднем на 31,1 %, 24,5 % и 25,2 %. Применение почвозащитной обработки незначительно увеличивало продуктивность культур от 3,4 до 5,8 % в севообороте «А». Поле чистого пара способно накапливать и сохранять влагу. Чизельная обработка, выполняемая на глубину до 30 см, накапливает влаги больше, чем отвальная. Оставшаяся на поле стерня выполняет мульчирующую роль и препятствует чрезмерному испарению влаги с поверхности почвы, тогда как отвальная обработка более рыхлая и растительные остатки заделаны на глубину, поэтому она больше теряет влаги. Дополнительно сформированный запас влаги позволяет получить больший урожай паровой озимой пшеницы, а также последующих культур. Поэтому и продуктивность всего севооборота на варианте с чизельной обработкой почвы, как влагосберегающей больше, чем по отвальной. В севооборотах, не имеющих поля чистого пара, продуктивность по отвальной обработки была больше на 5,6–5,8 % в севообороте «Б» и на 7,6–8,6 % в севообороте «В».

Заключение

Таким образом, поддержание плодородия черноземов обыкновенных на исходном уровне в результате антропогенного воздействия в условиях эрозионно-опасного скло-

на Ростовской области возможно при внесении органоминеральных удобрений в дозе 100 кг д.в., введение в севооборот 40 % многолетних трав увеличивает количество гумуса на 1,1–2,5 т/га. Увеличение дозы внесения удобрений в полтора раза (162 кг. д.в. на 1 га севооборотной площади) позволяет поддерживать расширенное воспроизводство почвенного плодородия во всех севооборотах (2,9–11,2 т/га). Применение почвозащитных севооборотов содержащих в структуре посевных площадей от 20 % до 40 % многолетних трав позволило сократить сток на 20,3–28,0 % и смыв почвы на 38,9–44,0 %. Использование почвозащитных обработок сокращало смыв почвы на 15,3–23,4 %. Внесение в почву органических удобрений в дозе 5 т и минеральных $N_{46}P_{24}K_{30}$ увеличило урожайность в севообороте «А» на 21,9–22,6 %, в севообороте «Б» – на 16,4–16,5 % и в севообороте «В» – на 16,0–16,9 %. Увеличение дозы внесения удобрений в полтора раза увеличивает продуктивность севооборотов соответственно в среднем на 31,1 %, 24,5 % и 25,2 % или 3,80–8,34 ц/га зерн.ед. продукции.

Литература

1. Балакай Г.Т., Полуэктов Е.В., Балакай Н.И., Бабичев А.Н., Кулыгин В.А., Воеводина Л.А., Юрина Л.И., Тупикин Н.И., Кропина Е.А., Финошин А.Б. Мероприятия по охране почв от эрозии. Научный обзор. Министерство сельского хозяйства РФ; ФГНУ "Российский научно-исследовательский институт проблем мелиорации". Москва, 2010. 71 с.
2. Безуглова О.С., Тагивердиев С.С., Горбов С.Н. Физические характеристики городских почв Ростовской агломерации // Почвоведение, 2018. № 9. С. 1153–1159.
3. Гаевая Э.А. Воспроизводство гумуса в севооборотах, расположенных на эрозионно-опасных склонах // Известия Оренбургского государственного аграрного университета, 2013. № 2 (40). С. 27–31.
4. Дьяков В. Н. Совершенствование метода учета смыва почв по водороидам // Почвоведение, 1984. № 3. С. 146–148.
5. Игнатъев Д.С., Гаевая Э.А. Обработка почвы на эрозионноопасных склонах Аграрный вестник Урала, 2010. № 12 (79). С. 13–14.
6. Мищенко А.Е., Гаевая Э.А., Кисс Н.Н., Тарадин С.А. Защита почв от деградации в адаптивно-ландшафтном земледелии Ростовской области // Известия Оренбургского государственного аграрного университета, 2015. № 3 (53). С. 11–14.
7. Орлов Д.С., Гришина Л.А. Практикум по химии гумуса. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1981. 272 с.
8. Полуэктов Е.В., Костянская М.Н. Разработка мероприятий по борьбе с эрозионными процессами на примере ООО "Николино" петровского района ставропольского края // Экономика и экология территориальных образований, 2017. № 1. С. 82–86.
9. Смирнова Л.Г., Лебедева Д.С., Марченко Е.Ю., Пелехоце Е.А. Содержание гумуса в почве эрозионных агроландшафтов в условиях контурно-мелиоративной организации территории // Плодородие, 2011. № 4. С. 26–27.

DEGRADATION OF COMMON CHERNOZEMS AS A RESULT OF ANTHROPOGENIC IMPACT

E. A. Gaevaya, O. S. Bezuglova

The purpose of the study was to study the factors of soil fertility regulation using soil protection treatment in crop rotations of various designs located on the sloping lands of the Rostov region. The experiment was laid in the system of contour and landscape organization of the territory of the slope with a steepness of up to 3.5–4° on ordinary Chernozem, the initial humus content when laying the experiment was 3.80–3.83 %. Maintaining the fertility of the black earth at the source level, as a result of anthropogenic impact in terms of erosion-prone slope of the Rostov region it is possible in making

organic fertilizers in a dose of 100 kg D. V. and introduction in crop rotation 40 % of perennial grasses. The amount of humus increased by 1.1–2.5 t / ha. Increasing the fertilizer application dose by one and a half times (162 kg. d. V. per 1 ha of crop rotation area) allows maintaining extended reproduction of soil fertility in all crop rotations (2.9–11.2 t/ha). The use of soil-protective crop rotations containing 20 % to 40 % of perennial grasses in the structure of the sown areas allowed to reduce runoff by 20.3–28.0 % and soil flushing by 38.9–44.0 %. The use of soil conservation treatments also reduced soil erosion by 15.3–23.4 per cent. Application of organic fertilizers in the soil at a dose of 5 t and mineral N46P24K30 increased the yield in the crop rotation "A" by 21.9–22.6 %, in the crop rotation "B" – by 16.4–16.5 % and in the crop rotation "B" – by 16.0–16.9 %. Increasing the dose of fertilizer application by one and a half times increases the productivity of crop rotations by an average of 31.1 %, 24.5 % and 25.2 %, respectively, or 3.80–8.34 C / ha of grain units.

Keywords: humus, soil fertility, slope, soil flushing, productivity, tillage.

УДК: 550.47:631.41

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И МИГРАЦИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В СИСТЕМЕ "ПОЧВА-РАСТЕНИЕ" НА РЕПЛАНТОЗЕМАХ ПОЙМЫ Р. ТЕМЕРНИК

С.Н. Горбов, В.А. Иволгина, О.С. Безуглова, Б.Л. Козловский, А.А. Наливайченко

*Академия биологии и биотехнологии им. Д.И. Ивановского
Южного федерального университета, Ростов-на-Дону, Россия
e-mail: sngorbov@sfnedu.ru*

Проблема рекультивации территорий, подвергшихся техногенному загрязнению, является весьма актуальной, особенно, в крупных городах. С целью мониторинга экологического состояния антропогенно-преобразованных почв рекультивированной территории Ботанического сада Южного федерального университета были исследованы особенности транслокации и аккумуляции тяжелых металлов (Zn, Pb, Cu) в системе «почва-растение». Для оценки барьерной функции, выполняемой древесными насаждениями белого тополя (*Populus alba* L.) и клена ясенелистного (*Acer negundo* L.) были рассчитаны коэффициенты биологического поглощения (КБП) как для растений контрольных участков, так и для полигона. Установлено, что *Populus alba* L. активнее поглощает цинк, а *A. negundo* характеризуется более высокими значениями КБП для меди. Поглощение свинца и у *P. alba*, и у *A. negundo* довольно низкое.

Ключевые слова: городские почвы, урбостратоземы, коэффициент биологического поглощения, тяжелые металлы, *Populus alba*, *Acer negundo*.

Введение

Экологическая ситуация в условиях Ростовской агломерации, как самой крупной урбанизированной территории Ростовской области, характеризуется достаточно высоким уровнем техногенной нагрузки на природную среду и, в первую очередь, на почву и растения. Наиболее опасными поллютантами являются тяжелые металлы, а точнее, их повышенная концентрация в окружающей среде. Их поступление, а также распределение в почве и растениях зависит от изменения геохимических потоков в антропогенных ландшафтах, вызванных урбанизацией, а также целого ряда факторов, сопряженных с естественными и техногенными источниками тяжелых металлов (ТМ) [2]. Мониторинг экологического состояния почвенного покрова позволяет дифференцировать источники поступления ТМ за счет выявления изменений фонового (нормального)

содержания, а также оценить темпы и степень загрязнения почв. Нормальное значение содержания ТМ, как правило, оценивается в верхнем корнеобитаемом слое почвы на глубине до 20 см, в удаленных, от техногенных источников, районах [6]. Как показывает анализ литературы, ТМ способны формировать комплексы, с органическим веществом почвы и активно аккумулироваться преимущественно в почвах с высоким содержанием гумуса [14], что особенно актуально для городских почв, сформированных в зоне черноземов.

Для биоты большое значение имеют растворимые формы тяжелых металлов. При этом в почве может присутствовать одновременно несколько форм ТМ различной подвижности, и для растений степень доступности определенной формы металла будет отличаться. Во многих работах отмечается, что достаточно часто содержание тяжелых металлов, находящихся в растениях, коррелирует с концентрациями подвижных форм металлов в почвах [8]. Избыточная концентрация тяжелых металлов негативно воздействует как на свойства почвы и ее плодородие, так и на рост и развитие растений, но рядом авторов отмечено наличие высокой степени адаптации низкоорганизованных растений, таких, как лишайники и мхи, к токсичным концентрациям тяжелых металлов [13]. Однако древесные растения выполняют барьерную функцию и играют роль биоиндикаторов, препятствуя выносу тяжелых металлов и загрязнению верхнего слоя почвы [4]. Данная особенность учитывается специалистами, позволяя грамотно прогнозировать необходимый подбор видов деревьев для посадки с целью оздоровления территорий, подвергшихся техногенному загрязнению. Так J.C. Fernandes, F.S. Henriques [15] провели классификацию высших растений по способности аккумулировать тяжелые металлы, располагая их в следующий ряд Bryophyta > Pteridophyta > Spermatophyta. Как правило, с целью биологической рекультивации различных отвалов используют быстрорастущие и устойчивые древесные насаждения, зарекомендовавшие себя, как универсальные фильтры. Исследование специфики накопления тяжелых металлов растениями представляет научную и практическую значимость, прежде всего, для понимания процессов круговорота веществ, установления характера метаболизма растений и, бесспорно, эколого-биогеохимического мониторинга окружающей среды.

Цель работы исследовать особенности транслокации и аккумуляции тяжелых металлов (Zn, Pb, Cu) в системе «почва-растение» и оценить экологическое состояние антропогенно-преобразованных почв поймы р. Темерник Ростовской агломерации.

Методы

Объектами исследования являлись почвы и сформированные на них древесные насаждения, расположенные на рекультивированной территории вдоль р. Темерник Ботанического сада ЮФУ. По классификации Т.В. Прокофьевой с соавторами [3], антропогенно-преобразованные почвы полигона мониторинга представлены урбостратоземами на аллювиальных отложениях различного гранулометрического состава. В качестве контрольных участков использовалась водораздельная территория р. Темерник, занимаемая питомником Ботанического сада ЮФУ, где нативными почвами выступают черноземы обыкновенные карбонатные [5] или черноземы миграционно-сегрегационные [7]. Накопление тяжелых металлов в листьях белого тополя (*Populus alba L.*) и клена ясенелистного (*Acer negundo L.*) определяли в летний и осенний периоды. Отбор образцов проводили в период окончания облиствения (май), массового расцветивания листьев (сентябрь) и массового опадения листьев (октябрь). Одновременно с этим проводился отбор почвенных проб по горизонтам методом бурения на глубину 90 см. Подготовка образцов к элементному анализу осуществлялась по общепринятым методикам.

Концентрацию подвижных форм тяжелых металлов (медь, цинк, свинец) определяли методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии на атомно-абсорбционном спектрофотометре МГА-915. Тяжелые металлы в растениях определяли в соответствии с методикой мокрого озоления [12], с дальнейшим определением тяжелых металлов в трех повторностях. Определение валового содержания тяжелых металлов проводилось рентген-флуоресцентным методом на спектрокане МАКС-GV.

Математическую обработку данных осуществляли с помощью общепринятых методов вариационной статистики с использованием пакета программ Microsoft Excel.

Результаты

Содержание тяжелых металлов в растениях

Изучение содержания валовых форм ТМ в листьях *P. alba* и *A. negundo* показало наличие локальных аномалий концентрации цинка в контрольных образцах весеннего отбора проб по сравнению с образцами, отобранными с деревьев, произрастающих на полигоне мониторинга. Данная аномалия наблюдается исключительно при весеннем отборе образцов, подобных изменений в последующих отборах выявлено не было. Валовые значения металлов в почве на контрольной территории роста *P. Alba* и *A. negundo* находятся в диапазоне значений 96,62–104,01 мг/кг и 106,55–110,76 мг/кг, в весеннем отборе, соответственно. Несмотря на отсутствие данных по содержанию подвижных форм цинка в почве, высокая концентрация металла, найденная в листьях, вероятно, может быть обусловлена как активным ростом древесной растительности, и, соответственно, высокой миграцией цинка от корней к листьям, так и возможным закреплением значительной части металла в восковом налете листовой пластинки. Рядом исследователей [8] отмечена тенденция, реализующаяся при оптимальных условиях, к миграции тяжелых металлов из корней и накоплению их в верхних фотосинтезирующих частях растений. У. Лютте с соавторами установил, что вследствие обменной адсорбции листовой пластинкой металлов значительная часть металла может находиться в несвязанном состоянии и не перемещаться в другие органы и ткани [10]. Накопление тяжелых металлов в листьях древесных культур зависит как от видовых особенностей растения [11], так и от типов почв и содержания в них поллютантов. Кроме того, отдельными авторами [9] была отмечена зависимость накопления ТМ от гранулометрического состава почв.

Для оценки степени доступности элемента и его поведения в системе «почва-растение» был рассчитан коэффициент биологического поглощения (КБП) как для контрольных групп, так и для полигона мониторинга антропогенно-преобразованных почв. Результаты исследования показали различную способность древесных видов растений к накоплению подвижных форм тяжелых металлов.

Результаты определения содержания цинка, меди и свинца в почве под деревьями и в листьях *P. alba* и *A. negundo* для трех отборов приведен в таблице 1.

Анализ полученных результатов свидетельствует, что контрольные участки произрастания *P. alba* и *A. negundo* по содержанию металлов различаются мало, однако концентрации всех трех металлов находятся на уровне ПДК, или чуть меньше, и заметно превышают фоновые значения, в качестве которых взяты результаты определения выбранных металлов в черноземах Ростовской области около 70 лет назад [1]. В то же время в почве полигонов содержится значительно более высокое количество цинка (2,2–3,9 ПДК) и свинца (1,7–2,1 ПДК).

Таблица 1

Средние значения содержания металлов в листьях и в почве под деревьями, мг/кг

Вариант опыта	Время отбора по сезону 2019 г.	Zn		Cu		Pb	
		листья	почва	листья	почва	листья	почва
Тополь белый (<i>Populus alba L.</i>)							
Контроль участка	май	121,53	104,01	65,74	54,57	4,77	36,35
	сентябрь	143,96	98,55	53,80	52,68	10,50	37,75
	октябрь	44,18	96,62	18,40	48,66	6,40	38,50
Полигон	май	294,35	259,27	50,90	43,78	5,31	60,43
	сентябрь	48,57	281,92	28,08	48,04	10,56	67,91
	октябрь	35,20	220,98	35,32	43,01	27,33	55,59
Клен ясенелистный (<i>Acer negundo</i>)							
Контроль участка	май	42,29	110,76	48,35	57,09	5,50	35,32
	сентябрь	12,77	106,55	28,67	47,95	8,14	34,94
	октябрь	34,94	107,49	22,88	49,37	18,57	40,13
Полигон	май	76,11	390,25	53,74	64,94	6,93	65,45
	сентябрь	32,15	326,37	17,29	54,48	11,04	61,20
	октябрь	79,74	323,92	119,27	46,97	6,53	60,49
ПДК			100		55		32
ОДК			220		132		130
Фон (Акимцев и др., 1962)			65		30		20
Фон (Горбов, 2018)			75		55		25

Расчет коэффициентов биологического поглощения (таблица 2) показал, что *P. alba* активно поглощает цинк в мае и сентябре, и только в октябре КБП резко снижается. *A. negundo* характеризуется низкими значениями КБП на протяжении всего периода вегетации в отношении цинка. В свою очередь клен ясенелистный поглощает более активно медь, однако накопления этого металла в листьях наблюдается только в конце вегетации – в октябре. Поглощение свинца и у *P. alba* и у *A. negundo* очень низкое. Некоторое увеличение коэффициентов поглощения свинца деревьями к концу сезона скорее вызвано оседанием частиц пыли, загрязненной свинцом на поверхности листьев.

Симптоматично, что КБП ниже в листьях растений, произрастающих на более загрязненных участках. Это еще раз свидетельствует о существовании барьерных механизмов поступления металлов у представителей отдела *Spermatophyta*.

Таблица 2

Коэффициенты биологического поглощения

Вариант опыта	Время отбора по сезону 2019 г.	Zn		Cu		Pb	
		<i>Populus alba L.</i>	<i>Acer negundo</i>	<i>Populus alba L.</i>	<i>Acer negundo</i>	<i>Populus alba L.</i>	<i>Acer negundo</i>
Контроль участка	май	1,11	0,35	1,13	0,80	0,14	0,14
	сентябрь	1,37	0,12	0,56	0,56	0,27	0,22
	октябрь	0,24	0,30	0,36	0,44	0,16	0,45
Полигон	май	1,0	0,13	1,16	0,56	0,08	0,08
	сентябрь	0,21	0,08	0,66	0,30	0,27	0,18
	октябрь	0,16	0,42	0,08	1,31	0,34	0,10

Заключение

Изученные урбостратоземы, сформированные на аллювиальных отложениях в пойме реки Темерник на территории Ботанического сада ЮФУ, характеризуются загрязнением тяжелыми металлами. Так, по цинку превышение составило 2,2–3,9 ПДК, по свинцу 1,7–2,1 ПДК. *Populus alba* L. активнее поглощает цинк, в то время как *Acer negundo* характеризуется более высокими значениями КБП для меди. Поглощение свинца и у *Populus alba* L, и у *Acer negundo* очень низкое.

Благодарности

Исследования выполнены при государственной поддержке ведущей научной школы Российской Федерации (НШ-3464.2018.11) с использованием оборудования ЦКП «Биотехнология, биомедицина и экологический мониторинг» и ЦКП "Высокие технологии" Южного федерального университета.

Литература

1. Акимцев В.В., Болдырева А.В., Голубев С.Н., и др. Содержание микроэлементов в почвах Ростовской области // Микроэлементы и естественная радиоактивность: материалы 3-го межвузовского совещания. Ростов-на-Дону: Изд-во Ростовского университета, 1962. С. 38–41.
2. Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. Л.: Агропромиздат, 1987. 142 с.
3. Безуглова О.С., Бахматова К.А., Гольева А.А., Горбов С.Н., Герасимова М.И., Жарикова Е.А., Матинян Н.Н., Наквасина Е.Н., Прокофьева Т.В., Сивцева Н.Е. Введение почв и почвоподобных образований городских территорий в классификацию почв России // Почвоведение, 2014. № 10. С. 1155–1164.
4. Ветчинникова Л.В., Кузнецова Т.Ю., Титов А.Ф. Особенности накопления тяжелых металлов в листьях древесных растений на урбанизированных территориях в условиях севера // Труды Карельского научного центра РАН, 2013. № 3. С. 68–73.
5. Егоров В.В., Иванова Е.Н., Розов Н.Н., Фридланд В.М. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 221 с.
6. Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе почва-растение. Новосибирск: Наука, 1991. 152 с.
7. Герасимова М.И., Лебедева И.И., Тонконогов В.Д., Шишов Л.Л. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
8. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 439 с.
9. Корельская Т.А., Попова Л.Ф. Тяжелые металлы в почвенно-растительном покрове селитебного ландшафта города Архангельска // Арктика и север, 2012. № 7. С. 10–17.
10. Лютте У., Хингиботан Н. Передвижение веществ в растении, пер. с английского Ю.А. Маузеля. М.: Колос, 1984. 408 с.
11. Махонина Г.И. Химический состав растений на промышленных отвалах Урала // Свердловск: Изд-во Урал. унта, 1987. 176. с.
12. Методические указания по определению тяжелых металлов в кормах и растениях и их подвижных соединений в почвах. М.: ЦИНАО, 1993. 74 с.
13. Турков В.Д., Шелепина Г.А. Биологическая оценка мутагенной активности техногенной пыли и почвы по хромосомным нарушениям в клетках растений. М.: Загрязнение среды. 1980. С. 43–45.
14. Berti W.R., Jacobs L.W. Heavy Metals in the Environment Chemistry and Phytotoxicity of Soil Trace Elements from Repeated Sewage Sludge Applications // Environ. Qual, 1996. Vol. 25. P. 1025–1032.
15. Fernandes J.C., Henriques F.S. Biochemical, physiological and structural effect of excess copper in plants // The botanical Rev, 1991. Vol. 57. № 3. P. 246–273.

DISTRIBUTION AND MIGRATION OF HEAVY METALS IN THE SYSTEM «SOIL-PLANT» ON REPLANTOZEMA OF THE FLOODPLAIN OF THE r. TEMERNIK

S.N. Gorbov, V.A. Ivolgina, O.S. Bezuglova, B.N. Kozlovsky, A.A. Nalyvaychenko

The problem of reclamation of territories subjected to industrial pollution is very relevant, especially in large cities. In order to monitor the ecological state of anthropogenically transformed soils of the reclaimed territory of the Botanical Garden of the Southern Federal University, the features of translocation and accumulation of heavy metals (Zn, Pb, Cu) in the soil-plant system were studied. To assess the barrier function performed by the tree plantations of white poplar (*Populus alba* L.) and ash maple (*Acer negundo* L.), biological absorption coefficients (BAC) were calculated both for plants in the control plots of land and for the polygon. It was found that *Populus alba* L. absorbs zinc more actively, while *A. negundo* is characterized by higher BAC values for copper. Absorption of lead in both *P. alba* and *A. negundo* is rather low.

Keywords: urban soils, urbictechnosol, biological absorption coefficient, heavy metals, *Populus alba*, *Acer negundo*.

УДК 631.48

ФОРМИРОВАНИЕ ПОЧВ НА ТЕХНОГЕННЫХ ОТХОДАХ ПОСЛЕ РЕКУЛЬТИВАЦИИ

Е.В. Дабах

Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, НИЛ биомониторинга, Киров, Россия
e-mail: ecolab2@gmail.com

Почвообразование на насыпных грунтах после технического этапа рекультивации хранилища жидких промышленных отходов химического производства наиболее активно происходит на рыхлых карбонатных суглинках или при их близком залегании, слабо развивается на песках и гипсовой корке. Особенности всех формирующихся почв – щелочная реакция среды, не характерная для окружающих аллювиальных почв, относительно высокое содержание органического вещества. Формирование гумусового горизонта сопровождается подкислением субстрата.

Техногенная нагрузка на данной территории проявляется в повышенном содержании в отдельных пробах почв нитратного азота, стронция, незначительном накоплении молибдена в растениях.

Ключевые слова: рекультивация, почвообразование, техногенное загрязнение.

Введение

Изучение почвенного покрова и антропогенных почв в окрестностях промышленных центров является актуальным [12]. Поскольку урбанизация продолжается, темпы ее возрастают, обостряется проблема утилизации промышленных и бытовых отходов, в огромных количествах формирующихся в пределах городских агломераций. Существующие способы уничтожения отходов – хранение и захоронение, сжигание – приводят к изменению состава и свойств почв, а нередко и к уничтожению почвенного покрова. Формирование почв на грунтах, используемых для рекультивации хранилищ отходов, представляет интерес, во-первых, с точки зрения оценки скорости почвообразования в конкретных природных условиях и, соответственно, времени ликвидации послед-

ствий антропогенной деятельности, во-вторых, определения направления почвообразовательного процесса на субстратах, отличающихся от почвообразующих пород окружающей территории, в третьих, оценки качества рекультивации земель – возможного вторичного загрязнения формирующихся почв.

Объекты и методы

Исследования проводились в центральной части Кировской области, расположенной на северо-востоке европейской части России, на северо-западной окраине Вятско-Камской провинции подзоны дерново-подзолистых почв южной тайги. Климат относится к континентальному умеренному типу. Среднегодовая температура составляет +2,4 °С, средняя температура января –13,7 °С, июля +18,4 °С. Территория находится в зоне достаточного увлажнения: среднегодовое количество осадков – в пределах 560–580 мм, 60–70 % выпадает в теплое время года [2].

В окрестностях центра химической промышленности – г. Кирово-Чепецка Кировской области расположены хвостохранилища твердых и жидких отходов. Одно из хранилищ жидких отходов в 2012 году было осушено – котлован был заполнен твердым материалом – песком, глиной с примесью извести, гипсом. Уже на следующий год началось его самопроизвольное зарастание. Зарастание происходило как видами-рудералами (вейник наземный, пижма обыкновенная, полынь обыкновенная, пастернак дикий, бодяк щетинистый, лопух паутинистый, донник белый, желтушник левкойный), так и луговыми травами (ежа сборная, мятлик обыкновенный, овсяница луговая, клевер луговой, горошек мышиный, иван-чай узколистный). На поверхности почвы, свободной от высших растений, произрастали мхи. Из фототрофных микроорганизмов были выявлены зеленые водоросли, цианобактерии и диатомеи, виды которых ранее отмечались в почвах на близлежащих пойменных лугах [9].

В 2019 году на территории бывшего хвостохранилища были заложены 4 площадки мониторинга, различающиеся по характеру растительности и почвообразующей породе. Почвообразующий субстрат представлен песками и суглинками, которыми были сложены дамбы хранилищ, гипсовыми отходами производства, щебнистым карбонатным суглинком, изъятым при рытье котлованов (табл. 1). На первой площадке растительность была изреженной, представлена пыреем, на второй – буйно развивался донник, на третьей площадке отмечались сплошные заросли пырея, на четвертой – высшие растения (пырей ползучий) едва пробивались по краям плотной гипсовой корки. На поверхности корки развивались куртины мха. На всех площадках отбирались смешанные образцы почв из верхней корнеобитаемой толщи субстрата и растения.

Показатели свойств почв (значения рН в водной и солевой вытяжках, органическое вещество, содержание аммонийного и нитратного азота) определяли по общепринятым методикам в экоаналитической лаборатории Вятского государственного университета [1, 3–5]. Химический состав почв и растений определялся методами масс-спектрометрии и атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно связанной плазмой в Аналитическом сертификационном испытательном центре Института проблем технологии микроэлектроники и особо чистых материалов РАН (г. Черноголовка).

Результаты и обсуждение

Результаты исследования показали, что наиболее активно почвообразование происходит на рыхлом субстрате – супесчаном слое, перекрывающем карбонатную, мелкощебнистую суглинистую породу (площадка 3). За семилетний период зарастания на этой площадке появилась дернина с высоким содержанием органического вещества

(таблица 1) и морфологически проявилась начальная дифференциация профиля. На площадке 2 верхний пятисантиметровый слой за счет более высокого содержания органического вещества отличается от нижележащей толщи темным оттенком. В суглинистой почве на этой площадке под влиянием разветвленных корневых систем донника формируется зернистая структура. На супесчаном субстрате (площадка 1) морфологических признаков формирования горизонтов профиля не выявлено. На площадке 4 происходит выветривание плотной гипсовой корки и обогащение рыхлой массы органическим веществом.

Таблица 1

Свойства почв на площадках мониторинга

№ участка	Субстрат	Глубина, см	pH вод.	pH сол.	C, %	N-NH ₄ ⁺ , мг/кг	N-NO ₃ ⁻ , мг/кг
1	Супесь	0–5	7,9 ± 0,1	7,5 ± 0,1	0,81 ± 0,16	0,90 ± 0,14	1,30 ± 0,39
		5–10	8,1 ± 0,1	7,9 ± 0,1	0,36 ± 0,07	1,50 ± 0,23	2,3 ± 0,7
2	Красновато-бурый суглинок	0–5	7,2 ± 0,1	7,7 ± 0,1	1,65 ± 0,33	2,10 ± 0,32	5,4 ± 3,0
		5–10	8,0 ± 0,1	7,4 ± 0,1	0,68 ± 0,14	1,80 ± 0,27	4,7 ± 1,4
3	Супесь, подстилаемая карбонатным суглинком	0–5	7,3 ± 0,1	7,4 ± 0,1	4,6 ± 0,7	5,1 ± 0,8	260 ± 50
		10–15	8,1 ± 0,1	8,3 ± 0,1	0,79 ± 0,16		
		20–25	8,2 ± 0,1	8,5 ± 0,1	0,81 ± 0,16	1,50 ± 0,23	510 ± 100
4	Гипсовая корка	0–5	7,4 ± 0,1	7,3 ± 0,1	1,56 ± 0,31	1,80 ± 0,27	6,6 ± 2,0

Все формирующиеся почвы характеризуются щелочной реакцией среды (табл. 1), не типичной для окружающих почв пойменных лугов. Во многих образцах значения pH в водной вытяжке оказались равными или ниже pH в солевой вытяжке, что характерно для почв, насыщенных основаниями, или для почв с положительным зарядом поверхности частиц. Проявляется тенденция подкисления самой верхней части субстрата (0–5 см), особенно в суглинистых разностях. Результаты анализа валового состава почв показали, что более высокое содержание алюминия и железа характерно для суглинистых почв на площадке 2, резкое возрастание содержания кальция и магния отмечено в подстилающем карбонатном суглинке на площадке 3 на глубине 20–25 см. Максимальное содержание кальция (30 % CaO) и серы (16,8 %) в валовом составе элювия и соотношение этих элементов свидетельствуют об абсолютном преобладании сульфата кальция в составе субстрата на площадке 4.

Так как почвенный покров формируется на засыпанной выровненной поверхности котлована, на почвообразование оказывают влияние близко залегающие к поверхности загрязненные подземные воды, в составе которых отмечались повышенные концентрации ионов азотной группы, стронция, натрия, магния, марганца, брома. Более высокое содержание натрия в валовом составе почв отмечено на площадке 2, произрастающий на ней донник активно поглощает натрий, коэффициент биологического поглощения элемента на порядок выше, чем на других площадках. В изученных почвах выявлено повышенное содержание стронция в карбонатном суглинке на площадке 3 (табл. 2), почти на порядок превышающее региональный фон. В корнеобитаемом слое на площадках 3 и 4 содержание стронция более чем в 2 раза превышает фоновые показатели, однако в растениях пырея ползучего с этих площадок стронций не накапливается. В почве на площадке 2 выявлено превышающее ОДК содержание мышьяка (10,1 мг/кг). Подобные концентрации элемента характерны для незагрязненных суглинистых почв окру-

жающих ландшафтов и для почв Кировской области в целом, поэтому проблема нормирования мышьяка в почвах, обсуждаемая в литературе [6, 10], для региона весьма актуальна. Отмечены повышенные по сравнению с региональным фоном, но не превышающие ПДК (ОДК) концентрации меди, цинка, никеля в почве на площадке 2, обусловленные суглинистым составом субстрата.

Таблица 2

Содержание некоторых микроэлементов в почвах

№ участка отбора проб	Глубина, см	Содержание элементов в почвах, мг/кг							
		Cu	Zn	Pb	Cd	Ni	As	Hg	Sr
1	0–5	10,9	26,1	4,7	< ПО	17,1	2,8	1,2	90,1
	5–10	11,5	35,0	5,3	0,057	18,5	3,2	1,5	77,2
2	0–5	45,2	76,3	9,6	0,091	64,5	10,1	0,18	169
	5–10	35,9	105	9,1	0,14	48,9	8,1	0,27	128
3	0–5	14,9	26,8	5,0	0,052	16,1	2,5	0,33	123
	10–15	13,9	28,8	6,3	< ПО	19,8	3,0	0,49	397
	20–25	19,6	34,4	9,8	0,080	17,5	5,2	0,28	1150
4	0–5	6,1	55,1	30,9	0,21	17,6	< ПО	0,89	379
ПДК (ГН 2.1.7.2041-06)				32			2	2,1	
ОДК (ГН 2.1.7.2511-09)		33-66-132	55-110-220	32-65-130	0,5-1,0-2,0	20-40-80	2-5-10		
Региональный фон (Эколого-геохимическая карта почв Кировской области. Санкт-Петербург: ВСЕГЕИ.-1996)		28	58	12		33			118

В растениях, произрастающих на площадках мониторинга в южной части бывшего хвостохранилища (1 и 2), отмечено накопление молибдена. При среднем его содержании в сорных и луговых растениях 0,55 мг/кг [11] и нормальном содержании в наземной фитомассе от 0,2 до 1,0 мг/кг [7] в растениях пырея ползучего на площадке 1 его концентрация составляла 2,1 мг/кг, а донника белого на площадке 2–1,5 мг/кг, причем в почвах на этих площадках валовое содержание элемента низкое (0,32 и 0,75 мг/кг соответственно). Высокие коэффициенты биологического поглощения молибдена (6 и 2 соответственно), возможно, связаны с высокой подвижностью и доступностью растением элемента в условиях щелочной среды и малым содержанием железа и алюминия в почвах. Кроме того, растворимость соединений молибдена возрастает в восстановительных условиях за счет образования растворимых тиомолибдатов [8]. Подобные условия возникают в периоды половодья и обильных летних дождей.

Заключение

Таким образом, скорость почвообразования на территории хранилища отходов химического производства после рекультивации зависит от характера насыпного грунта: на рыхлых суглинистых породах и супесях, подстилаемых карбонатными суглинками на глубине менее 20 см, через 7 лет отчетливо различимы признаки обособления органоминеральных горизонтов в верхней части профиля, в суглинистой толще формируются почвенные агрегаты, появляется зернистая структура. На песчаном субстрате морфологической дифференциации профиля не наблюдается, плотная гипсовая корка постепенно разрыхляется и обогащается органическим веществом.

Особенностью почв, формирующихся на данной территории, является щелочная реакция среды, характерная для городских почв, но не типичная для аллювиальных почв окружающих пойменных лугов. В процессе формирования профиля в верхних горизонтах проявляется слабое подкисление, особенно в суглинистой почве.

Техногенная нагрузка на данной территории проявляется в повышенном содержании в отдельных пробах почв нитратного азота, стронция, накоплении молибдена в растениях.

Литература

1. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М.: МГУ, 1970. 488 с.
2. География Кировской области. Атлас-книга / под ред. Е.А. Колеватых, А.М. Прокашева, Г.А. Русских. Киров: Кир. обл. тип., 2015. 80 с.
3. ГОСТ 26213-91. Почвы. Методы определения органического вещества. М.: Государственный комитет стандартизации и метрологии СССР, 1991.
4. ГОСТ 26488-85. Почвы. Определение нитратов по методу ЦИНАО. М., 1985.
5. ГОСТ 26489-85. Почвы. Определение обменного аммония по методу ЦИНАО. М., 1985.
6. Дабах Е.В. Нормирование содержания мышьяка в почвах Кировской области // Экология родного края: проблемы и пути их решения: материалы XV Всероссийской с международным участием научно-практической конференции. Книга 1. (г. Киров, 18 мая 2020 г.). Киров: ВятГУ, 2020. С. 253–256.
7. Ильин И.Б., Сысо А.И. Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах и растениях Новосибирской области. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2001. 209 с.
8. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 439 с.
9. Кондакова Л.В., Дабах Е.В. Особенности развития биоты на техногенных грунтах // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: материалы XVI Всероссийской научно-практической конференции с международным участием. 2018. С. 186–188.
10. Сысо А.И. Российские гигиенические нормативы экологической оценки почв, их научная обоснованность и проблемы использования // Биогеохимия техногенеза и современные проблемы геохимической экологии: Труды IX Международной биогеохимической школы. Барнаул, 2015. Т. 1. С. 39–42.
11. Шихова Л.Н., Егошина Т.Л. Тяжелые металлы в почвах и растениях таежной зоны Северо-Востока Европейской России. Киров: Зональный НИИСХ Северо-Востока, 2004. 264 с.
12. Gian Franco Capra, Antonio Ganga, Eleonora Grilli, Sergio Vacca, Andrea Buondonno. A review on anthropogenic soils from a worldwide perspective // J Soils Sediments. 2015. № 15. P. 1602–1618.

SOIL FORMATION ON TECHNOGENIC WASTE AFTER RECULTIVATION

E.V. Dabakh

Soil formation on bulk ground after the technical stage of reclamation of a storage facility for liquid industrial wastes of chemical production most actively occurs on loose carbonate loams or at their close occurrence, it develops weakly on sands and gypsum crust. The peculiarities of all developing soils are an alkaline reaction of the environment, which is not characteristic of the surrounding alluvial soils, and a relatively high content of organic matter. The formation of the humus horizon is accompanied by acidification of the substrate.

The technogenic pressure on this territory is manifested in an increased content of nitrate nitrogen and strontium in some soil samples, a slight accumulation of molybdenum in plants.

Keywords: reclamation, soil formation, technogenic pollution.

УДК: 504+574+504.064+504.064.36

ОЦЕНКА ПОДВИЖНОСТИ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ КОМПЛЕКСЕ ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫХ АНОМАЛИЙ САДОНСКОГО РУДНОГО РАЙОНА (СЕВЕРНАЯ ОСЕТИЯ)

А.П. Дегтярёв, С.Ф. Тютиков, У.А. Гуляева, В.Н. Данилова, В.В. Ермаков
Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН, Москва, Россия
e-mail: degtyarev_a@mail.ru

Проведена оценка подвижности металлов (свинец, кадмий, цинк, медь) в почвенно-растительном комплексе геохимически экстремальных территорий, непосредственно прилегающих к Унальскому хвостохранилищу (Садонский полиметаллический рудный район, Республика Северная Осетия – Алания). Использован метод последовательных вытяжек из почв. Проведено сравнение содержания металлов в растительных укосах с их подвижностью в почвах.

Ключевые слова: Северная Осетия, тяжелые металлы, подвижность металлов, почвы, растения, геохимически экстремальные территории.

Введение

Горные территории являются наиболее сложными таксонами биосферы с геоморфологической и биогеохимической (БГХ) точек зрения. Потоки движения химических элементов и в целом вещества в горах связаны как с гравитационными процессами, так и с атмосферной и водной миграцией. Если в равнинных условиях миграция химических элементов относительно стабильна, то на горных территориях она осложняется геометрией ландшафта, гидрогеологическими и биоценоотическими особенностями, связанными с высотной зональностью [5]. Рассматривая БГХ дифференциацию горных территорий, необходимо учитывать внешние и внутренние факторы миграции вещества, связанные как с особенностями коренных пород, так и с высотными и физико-химическими факторами. При этом увеличение экологического риска здесь может быть связано с природными явлениями: наводнениями, селями, оползнями, эрозионными процессами и т. п. Из антропогенных воздействий в горных районах большую опасность представляет накопление отходов в хвостохранилищах обогатительных фабрик и отвалах пород. В результате стихийных бедствий или при нарушении условий хранения такого материала возможна миграция токсичных компонентов, что приводит к формированию геохимически экстремальных ландшафтов.

Статус химических элементов, в частности, металлов в абиотических компонентах биосферы и биоте сегодня становится одним из важнейших факторов, оказывающих как прямое, так и опосредованное влияние на популяции живых организмов, определяющим качество среды их обитания и обуславливающим в конечном итоге антропогенную микроэволюцию [2]. Очевидным является важность оценки подвижности металлов в почвенно-растительном комплексе геохимически экстремальных территорий. Состояние металлов (Me) в компонентах ландшафта в районах разработки рудных месторождений зависит как от наличия и характера природной геохимической аномалии, так и от интенсивности и формы техногенной нагрузки. Существенную роль играет поведение самих металлов в ландшафтах (подвижность в почвах, способности мигрировать по БГХ цепям), что определяется спецификой физико-химических свойств почвы, климатических условий и особенностью геохимии каждого из химических элементов.

Методы

Исследования по геохимической экологии растений, обитающих в районах с различной степенью антропогенного воздействия, выполнены в 2019 г. Работы проводились по традиционной БГХ схеме, включающей комплексное исследование и отбор проб почв и растений на стационарных точках. Вместе с тем, учитывая особенности техногенного загрязнения тяжелыми металлами (Pb, Cd, Cu, Zn) территории Унальской котловины, Республика Северная Осетия – Алания (PCO-A) и перенос тяжелых металлов в процессе ветровой дефляции пульпы с поверхности Унальского хвостохранилища (УХ), особое внимание было уделено экологической оценке горно-луговых экосистем.

В 2019 г. исследования были сконцентрированы на 14 площадках с различной степенью загрязнения металлами. Это точки 5 и 6 в пределах УХ и участки 1, 2, 3, 4, 7, 8, 9, 13, удаленные на различное расстояние от источника загрязнения металлами. Фоновые участки 10, 11, 12, 14 (вне ареала загрязнения) располагались в пределах Зарамагской котловины (верховья р. Ардон) и выше с. Бурон, в г. Алагир (парк) и в Северо-Осетинском заповеднике. Они представляют собой мезофитные разнотравные луга, расположенные практически на одной высоте над уровнем моря (930–990 м) (рис. 1). Отобрано 28 проб почв (из двух горизонтов на каждой точке), 14 укусов растений, 7 проб листьев березы, определено 215 видов растений.

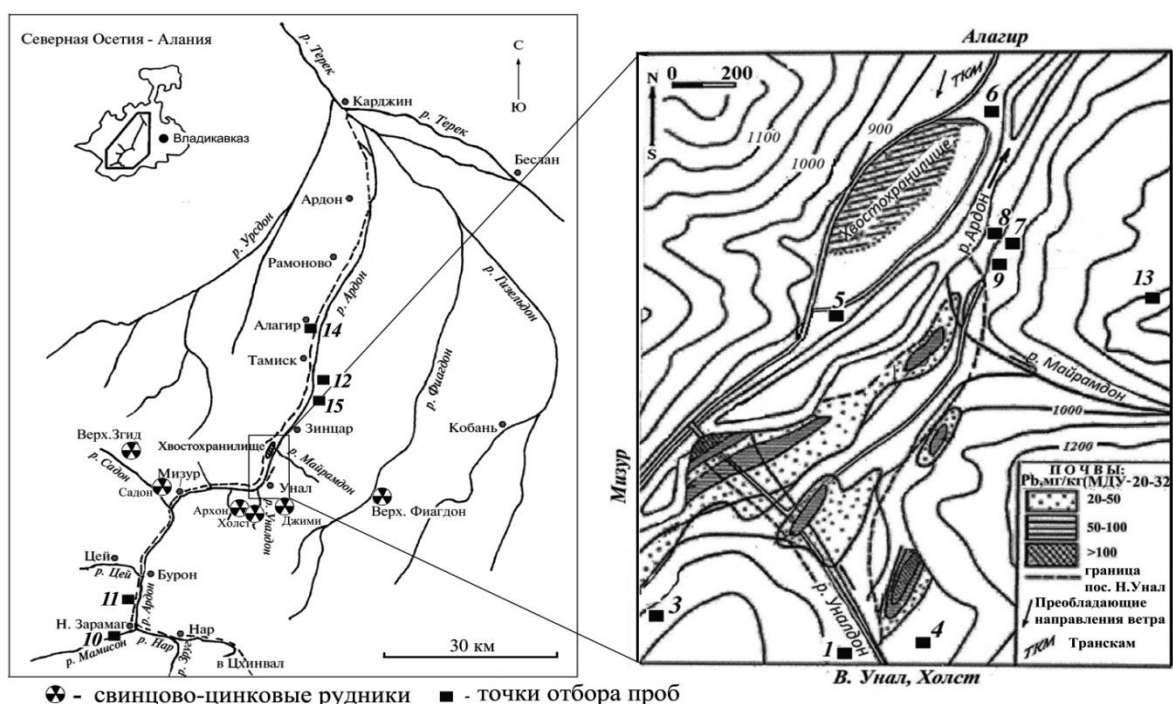


Рис. 1. Схема отбора проб почв и растений.

Слева – расположение рудников и точек пробоотбора на схеме района работ, справа – схема отбора проб в окрестностях УХ

В 2019 г. особое внимание было уделено определению подвижности металлов в почвах и их биогенной миграции. С этой целью было отобрано 9 почв (их список

дан в табл. 1). Для оценки степени подвижности Me в почвах применяли широко используемую методику последовательного фракционирования, в которой 1-я фракция (1М MgCl₂) соответствует обменным формам, 2-я фракция (0,1М ацетат натрия, рН = 5,0) – извлекаемым карбонатам, 3-я фракция (0,04М NH₂OH·HCl в 25 % уксусной кислоте) – связанным с оксидами, гидроксидами Fe и Mn, и 4-я фракция (нагревание в 0,02М HNO₃ + 30 % H₂O₂, после охлаждения экстракция 3,2М ацетатом аммония в 20 % HNO₃) – Me, связанные с органическим веществом [6].

Результаты исследований

В таблице 1 представлены результаты определения валового содержания металлов в почвах. Почвы ранжированы по убыванию суммарной степени загрязнения (Σ Me).

Таблица 1

Валовое содержание металлов и мышьяка в почвах Унальской котловины, отобранных для последовательного фракционирования

№ точки	Место отбора	Тип почвы, грунта	Содержание металлов, мг/кг				Σ Me, мг/кг
			Cu	Pb	Zn	Cd	
Пульпа и сильно загрязненные почвы (УХ)							
5	ЮЗ часть УХ, Н = 880 м	Пульпа 0–10 см	275	3800	4500	25	8600
6–А	СВ часть УХ, Н = 878 м	Бывшая горно-луговая, техногенно измененная 0–10 см	4400	35400	27300	248	67000
6–Б	Там же	То же, глуб. > 15 см	306	3200	3000	21	6500
Почвы с различной степенью загрязнения							
8	50 м выше точки 7, терраса I	Дерново-карбонатная на известняках, Ad-A 0–10 см	68	745	747	5	1560
7	Правый берег р. Ардон, терраса II	То же, Ad-A 0 -15 см	54	456	441	3,3	950
3	В 1,5 км западнее пос. Унал, Н = 931	Горно-луговая, АВ 6–12 см	25	304	261	1,7	590
4–Б	пос. Унал, правый берег р. Уналдон	Аллювиальная, В 8–12 см	26	445	96	1	570
9	База МГУ, горный луг	Горно-луговая, Ad-A 0–8 см	30	195	201	1,3	430
4–А	пос. Унал, правый берег р. Уналдон	Аллювиальная, А 0–7 см	25	271	91	1,4	390

Анализ почв показал высокое содержание металлов в пульпе и антропогенных почвах вокруг Унальского хвостохранилища, что неоднократно констатировалось нами прежде [3, 4]. Однако, по сравнению с предыдущими данными, обнаруженные в 2019 г. концентрации металлов в точках 5 и 6 заметно возросли. При этом следует отметить, что практически на почвах всех участков максимальные концентрации металлов наблюдаются в верхних горизонтах. По-видимому, это явление связано с дефляцией пульпы хвостохранилища, эоловым рассеянием тонкодисперсной, обогащенной рудными металлами пыли (рис. 2). По уровню содержания свинца, цинка и меди в пульпе рассматриваемое хвостохранилище можно отнести к техногенному месторождению. Так,

согласно ИТС 13–26 (2016), промышленное содержание свинца, цинка и кадмия в руде начинается с концентраций 1,12 %, 1,24 % и 2 г/т, соответственно. В нашем случае в трансформированной пульпе содержания Pb, Zn и Cd определены как 3,54 %, 2,73 % 248 г/т. Представляет опасность и высокое содержание мышьяка в пульпе, почвах и грунтах вокруг этого техногенного образования, которое в 10–15 раз выше фоновых для почв [1].



Рис. 2. Дефляция поверхности Унальского хвостохранилища (июль 2019 г.).

В табл. 2 представлены данные по последовательному фракционированию металлов в почвах. В каждой фракции образцы находятся в той же последовательности, что и в табл. 1, то есть по убыванию суммарного валового загрязнения. Первые три образца отобраны на бортах УХ.

Сравнение двух приведенных таблиц дает следующие данные. Суммарный процент извлечения от вала по всем четырем фракциям (медианные значения): 45 % Cu (разброс: 31–66 %), 64 % Zn (разброс: 32–100 %), 53 % Pb (разброс: 31–100 %), 76 % Cd (разброс 43–100 %). То есть, до 70 % металлов могут быть связаны с кристаллической решеткой минералов, не разрушающихся даже 20 % азотной кислотой. Среди четырех рассмотренных металлов выделяется кадмий, у которого процент извлечения значительно выше, чем легкообменные формы (фракция 1) преобладают над связанными.

1 М раствор $MgCl_2$ экстрагирует малое количество Cu, Zn и Pb, то есть доля их обменных сорбированных ионов мала. Доля обменной меди менее 3 %, обменных свинца и цинка – менее 5 %. Кадмий, как мы видим, дает в среднем (медиана) треть от вала.

Причем эта доля максимальна на менее загрязненных участках (медиана – 36 %, а в пределах хвостохранилища она меньше (точки 5, 6–А, 6–Б: медиана – 13 %). Объяснить особенное поведение можно тем, что кадмий, находящийся в исходной пульпе в виде изоморфной примеси в сфалерите (ZnS) высвобождается вместе с цинком в первую очередь (в смеси пирита, галенита и сфалерита сфалерит из-за электрохимических взаимодействий разлагается первым). При этом в нейтральных и слабощелочных условиях хвостохранилища кадмий продолжает существовать в виде свободного иона Cd^{2+} , в то время как остальные три металла присутствуют преимущественно в виде малорастворимых карбонатов, гидроксидов, а ионы представлены в виде плохо обменивающихся комплексов вида $Me(OH)^+$.

Таблица 2

Результаты последовательного фракционирования Me из почв в районе УХ.

(-) – нет данных; н.о. – не обнаружено

Точка	Содержание Me во фракциях вытяжек из почв, мг/кг, (% от вала)			
	Cu	Zn	Pb	Cd
1 фракция (обменная)				
5, ЮЗ часть УХ	0,2 (0,07)	12,9 (0,3)	64 (1,4)	3,7 (14,4)
6–А С часть УХ	2,1 (0,05)	32,2 (0,1)	298 (1,1)	31 (12,5)
6–Б С часть УХ	0,6 (0,2)	94,2 (2,9)	145 (4,8)	2,9 (13,9)
8, терраса I	0,9 (1,3)	19,9 (2,7)	6,4 (0,9)	1,7 (33,5)
7, терраса II	0,7 (1,3)	11,6 (2,5)	7,5 (1,7)	1,3 (38,5)
3 склон долины	0,8 (3,2)	15,7 (5,2)	2,9 (1,1)	0,8 (49,0)
4–Б, луг	0,5 (2,1)	14,5 (3,3)	2,2 (2,3)	0,7 (66,4)
9, База МГУ	0,7 (2,3)	3,9 (2,0)	3,8 (1,9)	0,2 (12,8)
4–А, луг	0,3 (1,2)	11,3 (4,2)	0,58 (0,6)	0,5 (36,5)
2 фракция (карбонатная)				
5, ЮЗ часть УХ	23 (8,3)	1040 (27,6)	1300 (28,8)	7,9 (30,8)
6–А С часть УХ	325 (7,3)	6600 (18,6)	8900 (32,6)	78 (31,5)
6–Б С часть УХ	21 (7,0)	580 (18,1)	760 (25,3)	3,9 (18,5)
8, терраса I	0,34 (0,5)	27 (3,6)	18,4 (2,5)	0,34 (6,7)
7, терраса II	0,1 (0,2)	19 (4,2)	24 (5,4)	н.о.
3 склон долины	0,16 (0,6)	10,9 (3,6)	6,3 (2,4)	н.о.
4–Б, луг	н.о.	8,9 (2,0)	3,0 (3,2)	н.о.
9, База МГУ	н.о.	6,30 (3,2)	6,1 (3,0)	н.о.
4–А, луг	0,07 (0,3)	7,8 (2,9)	1,1 (1,2)	н.о.
3 фракция (связь с оксидами и гидроксидами Fe, Mn)				
5, ЮЗ часть УХ	97 (35,3)	2500 (65,8)	990 (21,9)	7,2 (28,1)
6–А С часть УХ	1060 (23,9)	13600 (38,3)	15000 (55)	92 (37)
6–Б С часть УХ	6 (2,0)	244 (7,6)	1060 (35,5)	4,6 (21,5)
8, терраса I	2,6 (3,9)	128 (17,2)	158 (21,1)	1,3 (26,4)
7, терраса II	2,4 (4,5)	297 (65,2)	149 (33,7)	1,1 (33,1)
3 склон долины	1,2 (4,6)	278 (91,5)	65 (24,8)	0,4 (23,5)
4–Б, луг	1,9 (7,2)	242 (54,4)	27 (27,5)	0,36 (35,5)
9, База МГУ	1,3 (4,5)	59 (30,1)	25 (12,5)	0,03 (2,5)
4–А, луг	0,9 (3,7)	171 (63,2)	29 (32,0)	0,42 (31,3)
4 фракция (связь с органическим веществом)				
5, ЮЗ часть УХ	63 (22,8)	175 (4,6)	88 (1,9)	0,7 (2,8)
6–А С часть УХ	592 (13,4)	1400 (4,1)	2100 (7,7)	8,1 (3,2)
6–Б С часть УХ	98 (32,0)	520 (16,0)	0,2 (0,01)	1,9 (8,9)
8, терраса I	31 (45,6)	67 (9,0)	102 (13,7)	0,3 (5,4)
7, терраса II	31 (57,8)	62 (13,7)	57 (12,9)	0,3 (9,1)
3 склон долины	10 (39,5)	39 (12,8)	41 (15,7)	0,07 (4,0)
4–Б, луг	9,9 (37,92)	67 (15,1)	66 (68,6)	0,35 (34,4)
9, База МГУ	10 (34,8)	57 (29,1)	28 (14,1)	0,4 (28,4)
4–А, луг	6,5 (26,39)	21 (7,9)	14 (15,5)	0,1 (8,2)

Комплексы вида $[\text{MeSO}_4]^0$, $[\text{MeCO}_3]^0$, $[\text{Me}(\text{OH})_2]^0$ в силу своей нейтральности не сорбируются [3] и достаточно быстро выносятся за пределы УХ со сточными водами.

Во фракцию № 2 переходит заметное количество всех Me. Предполагается, что эта фракция как раз связана с карбонатными формами металлов. В сильно загрязненных пробах содержание этой фракции значительно выше, чем в менее загрязненных почвах. Например, медь: 7–8 % от вала в богатых пульпой образцах против 0,2–0,6 % в остальных. Свинец: 18–27 % против 2–4 %. Цинк: 25–32 % против 2–5 %. Кадмий: 18–31 % против 0–7 %. Это не случайно, поскольку в водную фракцию хвостохранилища постоянно добавляли гашеную известь для высаживания Me из растворов в виде гидроксидов. Таким образом, предотвращалась утечка Me из хвостохранилища со сбросовыми промывными водами. Гидроксил-ионы при этом путем реакции с CO₂, поступающего из атмосферы, превращались в гидрокарбонат-ионы, и, далее, в карбонат-ионы. Таким образом, из раствора массово выпадали карбонаты Me, гидроксил-карбонаты и гидроксиды.

В то же время, на рассматриваемой территории распространены карбонатные породы как в виде коренных известняков, так и в виде карбонатной гальки, щебня на аллювиальных, селевых, оползневых отложениях. Это объясняет появление карбонатной фракции в точках за пределами УХ.

Фракцию 3 (вытяжка гидроксиламин-гидрохлоридом в уксусной кислоте) отождествляют с металлами, адсорбированными гидроксидами и оксидами железа и марганца.

В данном случае медь имеет более высокую долю в образцах, богатых пульпой (до 35 %). На удаленных от УХ точках доля этих форм падает до 2–5 %. Объясняется это тем, что для меди характерны более прочные связи с почвенно-поглощающим комплексом (ППК), чем с оксидами железа и марганца. Для свинца, цинка и кадмия распределение более ровное: для цинка медиана 54 % (разброс от 7 до 91 %). Для свинца медиана 27 % (разброс 12–55 %). Для кадмия 28 % (разброс 2–36 %). Присутствие гидроксидов железа во всех пробах как по краям УХ, так и далеко за его пределами понятно: пирит, как один из основных сульфидных минералов, к тому же в больших количествах попадающий в шлам, при окислении конечным продуктом имеет оксиды железа. Пирит так же, как и другие сульфиды переносится ветром с поверхности хвостохранилища, несмотря на свою высокую плотность (5,2 г/см³). Возможен и ветровой перенос оксидов. Как раз на поверхности хвостохранилища процессы окисления сульфидов проявляются максимально.

Фракция 4 в основном содержит Me, связанные с ППК, однако часть фракции может отражать легко разрушаемые кристаллические решетки минералов. Поскольку почвы на флангах хвостохранилища (т. 5, 6–А и 6–Б) имеют маломощный, скелетный характер, гумуса в них не много, это отражается и на присутствии Me в 4-й фракции: оно в целом меньше окрестных точек для всех четырех металлов. Медианные содержания по 9 точкам: медь – 38 %, цинк – 13 %, свинец – 14 %, кадмий – 8 %.

Таким образом, мы видим разницу в поведении четырех металлов: медь имеет самый низкий процент извлечения в вытяжки, наибольшая доля извлеченной меди связана с ППК. Свинец и цинк ведут себя аналогично: средний процент извлечения вытяжками, сильная связь с оксидами железа и марганца, и, если есть карбонаты, то с карбонатами. Кадмий имеет самый высокий процент извлечения вытяжками и наибольшую долю обменной фракции, при наличии оксидов железа, марганца и карбонатов, то и с этими фракциями.

Флористическое обследование экспериментальных участков показало заметное снижение числа обитаемых видов растений на техногенных площадках (точки 5 и 6). Общее количество видов здесь не превышало 30, в то время как на точках 3, 4 и 9 оно достигало 47–56 видов на 100 м². Снижалась также общая биомасса укоса с 1 м².

В таблице 3 дано содержание Cu, Zn, Pb и мышьяка в укосах растений и листьях березы для одних и тех же точек. Из этих данных видно, что основной вклад в сумму трех металлов вносит цинк. При этом его Кб для березы в 6–10 раз выше, чем для укосов с тех же площадок. Но для самых загрязненных площадок это отношение сокращается до 2. Для свинца и меди отношение (Кб березы)/(Кб укосов) колеблется не более, чем в 2 раза, как в сторону увеличения, так и в сторону уменьшения. Для мышьяка – в 3–4 раза. В целом, можно считать, что укосы и береза накапливают свинец, медь и мышьяк одинаковым образом.

Береза накапливает цинк специфически. Даже в условиях фоновых территорий при низком содержании цинка в почвах его концентрация в листьях березы оказывается весьма высокой. То же можно сказать и про осину: она тоже накапливает цинк специфически: Кб в 10 раз выше, чем Кб по цинку для укоса.

Установлена существенная корреляционная связь ($r = +0,892$) между содержанием цинка в листьях березы и в подстилающих почвах ($N = 8$, критическое значение для 1 % доверительного уровня $r = 0,76$). Связи в парах укос – почва для цинка, и в парах свинец – медь (как в березе, так и в укосах) – почва – довольно слабые, в диапазоне $r = +0,65$ до $+0,78$.

Таблица 3

Концентрации металлов и мышьяка в укосах растений, листьях березы и осины на экспериментальных участках в районе УХ и соседних территориях

Точка	Место Отбора	Образец	As, мг/кг	Сумма Me	Металлы, мг/кг		
					Cu	Zn	Pb
10	р. Мамисон	Укос	0,43	31	5,4	24	2
		листья березы	0,18	151	5,1	146	н.о.
11	Между с. Зарамаг и с. Бурон	Укос	0,16	48	8,0	29	11,4
		листья березы	0,31	417	5,2	405	7
12	Северо-Осетинский заповедник	Укос	0,80	58	7,4	48	3
		листья осины	0,38	451	6,9	438	6,5
13	Выше базы МГУ, на выходе известняков	Укос	0,76	31	4,0	24	2,9
		листья березы	0,79	195	4,0	175	15,9
14	г. Алагир, парк	Укос	0,51	52	7,6	40	4,4
		листья березы	0,14	256	3,7	249	2,8
15	Между п. Зинцар и п. Тамиск	Укос	0,68	78	6,5	66	5,5
		листья березы	0,13	397	3,6	390	3,6
1	р. Уналдон, п. Унал	Укос	0,45	106	9,7	81	15
		листья березы	0,17	760	5,0	750	5,2
5	ЮВ кромка УХ	Укос	6,96	651	9,5	600	34
6	СВ кромка УХ	Укос	1,3	756	71	371	313
		листья березы	8,12	1001	84	712	197
9	База МГУ	Укос	0,68	28	5,7	17	4,1
7	Правый берег р. Ардон, терраса II	Укос	0,74	178	9,4	132	37
8	50 м ниже т. 7, терраса I	Укос	0,62	167	14,1	105	47

Заключение

Комплексная оценка геохимически экстремальных биогеоценозов – одна из сложных проблем современного естествознания. Пример изучения одного из них показывает многогранность путей миграции химических элементов и их биологического действия.

Основная доля тяжелых металлов в почвах техногенной зоны находится в относительно прочно связанном состоянии, кроме кадмия. В почвах, находящихся под воздействием УХ, отмечается наибольшее количество подвижных соединений Cd.

Длительные процессы добычи и переработки полиметаллических руд в центральной части бассейна р. Ардон, складирование отходов и их дефляция, поступление металлов с природными водами рек, контактирующих с отвалами и рудными телами, привели к устойчивому формированию полиметаллических БГХ аномалий. Под влиянием природных и техногенных факторов происходит локальное увеличение содержания Pb, Cd, Cu, Zn и As в почвах и организмах в сравнении с условно фоновыми территориями.

Литература

1. Безуглова О.С., Околелова А.А. О нормировании содержания мышьяка в почвах // Живые и биокосные системы, 2012. № 1; URL http://www.jbks.ru/arc_hive/issue-1/article-7.
2. Большаков В.Н., Моисеенко Т.И. Антропогенная эволюция животных: факты и их интерпретация // Экология, 2009. № 5. С. 323–332.
3. Дегтярёв А.П., Ермаков В.В. Эколого-геохимическая оценка бассейна реки Ардон (Северная Осетия) // Геохимия, 1998. № 1. С. 88–94.
4. Ермаков В.В., Тютиков С.Ф., Данилова В.Н. Экологический мониторинг Унальской котловины (Республика Северная Осетия – Алания) методами биогеохимической индикации // Геохимия, 2020. № 3. С. 289–299. – DOI: 10.1134/S0016752520030048.
5. Ермаков В.В., Тютиков С.Ф., Дегтярёв А.П., Сафонов В.А., Данилова В.Н., Хушвахтова С.Д., Гуляева У.А., Кречетова Е.В. Биогеохимическая дифференциация живого вещества и биоразнообразия в условиях Ардонского субрегиона биосферы // Геохимия, 2018. № 4. С. 336–350. – DOI: 10.7868/S0016752518040040.
6. Tessier A., Campbell P.G.C., and Bisson M. Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals // Anal. Chem., 1979. Vol. 51. No. 7. P. 844–851.

ASSESSMENT OF METAL MOBILITY IN THE SOIL-PLANT COMPLEX OF NATURAL-MAN-MADE ANOMALIES OF THE SADON ORE DISTRICT (NORTHERN OSSETIA)

A.P. Degtyarev, S.F. Tyutikov, U.A. Gulyaeva, V.N. Danilova, V.V. Ermakov

The mobility of metals (lead, cadmium, zinc, copper) in the soil-plant complex of geochemically extreme territories directly adjacent to the Unal tailing dump (Sadon polymetallic ore district, Republic of North Ossetia-Alania) was assessed. The method of successive extracts from the soil was used. A comparison of the content of metals in the cut of plants with their mobility in soils was made.

Keywords: North Ossetia, heavy metals, metal mobility, soils, plants, geochemically extreme territories.

УДК: 504.054

ХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ И ЗАГРЯЗНЕННОСТЬ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ ПОЧВЕННОГО ПОКРОВА ПРИГОРОДНЫХ ЗОН Г. БИШКЕК

Б.М. Дженбаев, Н.М. Баширова, Г.А. Элеманова

*Институт биологии Национальной академии наук Кыргызской Республики,
Бишкек, Кыргызская Республика, e-mail: kg.bek.bm@bk.ru*

Используя метод эмиссионного спектрального анализа, проведен анализ городских почв на широкий круг химических элементов. Результаты исследований показали слабую загрязненность почв токсичными микроэлементами. Основным загрязнителем оказался свинец в почвах из районов с интенсивным автотранспортом.

Ключевые слова: химические элементы, городские почвы, загрязнение, свинец, автотранспорт.

Введение

Экология городов в последние десятилетия вызывает все большую тревогу. Антропогенный пресс особенно вырос в крупных городах-миллионерах. Городские экосистемы разрушены, это приводит к росту числа заболеваний городского населения. В настоящее время все мы являемся свидетелями природных катаклизмов, вызванных изменением климата, причиной которых не в последнюю очередь является рост городов и количества жителей в них, уменьшение парковых зон, непомерное увеличение количества строек и автотранспорта, асфальтирования и бетонирования. Нарушен естественный круговорот веществ и воды [1, 3, 5].

Считая первоочередной проблему экологии наших городов, нами была поставлена цель: исследовать загрязненность различных объектов биосферы (почвы, воды, растений). Данная статья посвящена изучению химического состава почв и загрязнению тяжелыми металлами г. Бишкек и его окрестностей, исследованию экологических особенностей почвенного покрова, как основной экологической среды.

Город Бишкек имеет равномерный уклон в 2,5–30° сюда на север, высота составляет от 700 до 950 м над уровнем моря, он расположен в центре Чуйской долины у подножья хребтов Киргизского Ала-Тоо. В пределах Бишкека протекают реки Аламедин и Ала-Арча, площадь города составляет более 200 тыс. га, в настоящее время она расширяется за счет новостроек. Здесь проживает более 20 % населения страны (более 1,0 млн. человек), причем количество жителей, строек многоэтажных домов и автотранспорта превышает все существующие нормы для небольшой столицы [4, 6, 10, 11].

Почва – это важнейший объект биосферы, где происходит миграция и обмен всех химических элементов, в том числе, тяжелых металлов. Степень загрязнения почв зависит от векторов господствующих ветров, что зависит от рельефа, растительности и различных построек. Выделяют зоны загрязнения почв в зависимости от расстояния от источника (например, ТЭЦ или промышленного предприятия). Состояние почв зависит также от жизнедеятельности человека, животных, зеленых насаждений и микроорганизмов, а их устойчивость в свою очередь, определяется качеством почвы, ее способностью сохранять плодородие [4, 8, 9].

Тяжелые металлы являются опасными загрязнителями окружающей среды, накапливаясь в живых организмах, они трудно выводятся и вызывают различные заболевания, на молекулярном уровне поражают клеточные мембраны (изменяют белки, занимая места других элементов) и, таким образом, нарушают обмен веществ, со всеми

вытекающими отсюда последствиями. В будущем ТМ могут выйти на первое место по вредному воздействию на природу, что связано с их повсеместным использованием в промышленном производстве и др.

Материалы и методы

Отбор почвенных образцов проводился согласно ГОСТ 17.4.3.01-83 «Общие требования к отбору проб почвы» из верхних горизонтов (до 20–25 см). Общие анализы проведены на Республиканской почвенно-агрохимической станции при Министерстве Сельского хозяйства Кыргызской Республики и в Центральной аккредитованной лаборатории Кыргызгеолагентства [2, 3, 7].

Для характеристики химических свойств сероземов северных обыкновенных использованы материалы близлежащих к г. Бишкек территорий: айыл-окмоту «Лебединовка» (к востоку от г. Бишкек) и Ново-Павловский (к западу от г. Бишкек).

В Бишкеке пробы почв отбирались в центре города на наиболее оживленных и загруженных пересечениях главных улиц, а также на окраинах города. Проводился атомно-эмиссионный спектральный анализ почв. Определение микро- и макроэлементов в почве осуществлялось по методике ОМГ6-01 «Определение атомного состава проб атомно-эмиссионным приближенно-количественным методом испарения пробы из канала угольного электрода», утвержденной в НИСМ (Научно-исследовательский институт стандартизации и метрологии).

Результаты и обсуждение

Содержание гумуса в слое 0–25 см – в пределах 1,48–1,98 %, с постепенным убыванием вниз по профилю. Количество общего азота небольшое – 0,098–0,200 % в слое 0–25 см, валового фосфора в слое 0–25 см – 0,12–0,25 %, а на глубине 25–50 см – 0,11–0,23 %.

Таблица 1

Химический состав сероземов северных обыкновенных

№ разреза, место отбора	Глубина, см	Гумус, %	Азот общий, %	Валовые		рН	CO ₂	Емкость поглощ. мг/экв на 100 г почвы	Содержание частиц, L < 0,001 мм	Сумма частиц L < 0,01 мм
				P, %	K, %					
P.508 Ново-Павловск (восточная часть)	0–25	1,98	0,098	0,25	2,46	8,40	5,96	11,50	12,48	30,78
	25–50	1,41	0,093	0,23	2,52	8,50	3,40	10,2	14,60	35,90
	0–25	1,85	0,120	0,19	1,85	8,55	2,33	9,48	13,64	-
	25–50	1,35	0,084	0,17	1,80	8,50	2,40	7,22	12,52	-
P.13 Лебединовка (центр)	0–25	1,81	0,200	0,19	2,00	7,85	0,35	11,85	14,24	39,80
	25–50	1,66	0,120	0,13	1,62	7,95	0,22	10,25	15,08	46,12
P.14 Лебединовка (западная часть)	0–25	1,48	0,180	0,12	2,00	7,85	0,62	-	13,92	45,96
	25–50	1,46	0,160	0,11	1,72	7,94	0,45	-	13,33	35,87

Содержание калия в пределах 1,62–2,52 %. Как видно из таблицы, содержание гумуса, азота, калия и фосфора с глубиной уменьшается. Реакция почвенной среды варьирует от 7,85 до 8,55. В восточной части по рН почвы более щелочные, а в западной ближе к нейтральным.

Таблица 2

Содержание ТМ в почвах г. Бишкек (мг/кг)

№ п/п	Место отбора проб	Mn	Ni	Co	Ti	V	Cr	Mo	Zr	Cu	Pb	Ag	Zn	Sn
1	Моск.х Бейшеналиевой	300	30	15	4000	120	90	1,5	200	30	20	0,3	70	2
2	Моск.х Фучика	300	30	12	3000	120	90	2	300	40	20	0,3	50	3
3	Моск.х Манаса	150	20	9	3000	120	50	1,5	400	40	40	-	30	2
4	Моск.х Гоголя	200	20	9	4000	90	30	1,5	200	20	7	-	30	1,5
5	Ж.Жолу х Фучика	200	30	12	3000	120	70	2	300	40	20	0,3	50	3
6	Ж.Жолу х Манаса	200	20	12	4000	90	90	2	400	50	30	0,3	70	2
7	Ж.Жолу х Б.Баатыра	300	30	12	4000	90	120	2	300	50	30	0,7	70	3
8	Ж.Жолу х р.Аламедин	150	20	12	4000	120	70	2	400	40	30	0,4	70	2
9	Ахунбаева. х р. Аламедин	150	20	12	4000	120	90	3	400	40	9	-	50	1,5
10	Ахунбаева х Ботсад	120	15	9	3000	70	50	1,5	400	30	12	-	30	1,5
11	Юж. маг. х пр. Манаса	200	30	15	4000	120	90	2	300	40	12	-	70	3
12	Кож.завод	150	30	12	4000	120	120	3	400	30	9	-	30	1,5
13	ТЭЦ х пр. Чуй	90	15	7	3000	90	40	2	300	40	5	-	50	1,5

№ п/п	Место отбора проб	Ga	Yb	Y	P	Be	Ba	SiO ₂	Al ₂ O ₃	MgO	Fe ₂ O ₃	CaO	Na ₂ O
		мг/кг	мг/кг	мг/кг	мг/кг	мг/кг	мг/кг	г/кг	г/кг	г/кг	г/кг	г/кг	г/кг
1	Моск. х Бейшеналиевой	15	4	40	-	3	400	500	90	50	70	70	40
2	Моск.х Фучика	20	5	50	-	3	500	500	90	40	90	50	40
3	Моск. х Манаса	20	4	40	-	2	500	500	90	50	90	90	40
4	Моск. х Гоголя	12	3	15	-	2	200	400	40	40	50	120	20
5	Ж. Жолу х Фучика	20	5	50	2000	3	400	500	70	40	90	50	30
6	Ж.Жолу х Манаса	15	4	40	-	3	500	500	90	50	90	70	40
7	Ж.Жолу х Б. Баатыра	15	5	50	-	3	500	500	120	50	90	90	40
8	Ж.Жолу х р. Аламед.	15	4	40	-	2	500	500	120	50	90	90	40
9	Ахунб. х р. Аламедин	15	5	50	-	3	400	500	90	50	70	70	30
10	Ахунб.х Ботсад	15	4	40	2000	2	300	500	90	40	70	90	50
11	Юж. маг. х пр. Манаса	20	5	50	-	2	400	500	120	50	90	70	40
12	Кож.завод	15	4	40	2000	2	300	500	90	50	90	90	40
13	ТЭЦ х пр.Чуй	20	4	40	-	2	400	700	90	50	70	50	40

Полученные данные показывают низкое плодородие сероземов северных обыкновенных. В восточной части пригорода г. Бишкек («Лебединовский» айыл-окмоту) содержание карбонатов низкое, в пределах 1,22–0,62 %, а в западной значительно выше – от 2,33 до 5,96 %. Емкость поглощения невелика, в пределах 9,48–11,50 мг. экв на 100 г

почвы. В составе поглощенных катионов преобладает кальций и магний, первого обычно в 2–3 раза больше. Так, количество кальция в верхних горизонтах составляет 70–80 % от емкости поглощения, а магния – 20–30 %.

ПДК некоторых химических элементов в почвах (мг/кг): Mn – 1500, Ni – 4, Co – 5, V – 150, Cr – 6, Cu – 33, Pb – 32, Zn – 23, Cd – 0,5. По г. Бишкек проводились ранее исследования, было отмечено, что в почвах значения по свинцу намного выше (ПДК 32 мг/кг) были в точках на пересечениях пр. Чуй х Фучика, Московская х Молодая Гвардия, Ж.-Жолу х Б. Баатыра, Московская х Кулиева. Меньшее содержание свинца отмечалось в районе Кожзавода 27,26, на Магистральной (окраина) 24,05, Чуй х Б. Баатыра 22,66, Московская х Б. Баатыра 23,41, Ж.-Жолу х Манаса 17,63 [3]. Также проводился подсчет количества проезжающего автотранспорта.

Заключение

Не всегда повышенное содержание исследуемого элемента в растениях и в почвах прямо пропорционально (либо имеет положительную корреляцию) интенсивности движения транспорта. Для оценки экологической ситуации в городе Бишкек необходим постоянный мониторинг и регулярные исследования также по сезонам года.

Литература

1. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. М.: Высшая школа, 1988. 328 с.
2. ГОСТ 17.4.3.01-83 «Общие требования к отбору проб почвы».
3. Дженбаев Б.М. Биогеохимия природных и техногенных экосистем Кыргызстана. Бишкек: Илим, 2012. 404 с.
4. Дженбаев Б.М., Алексеенко В.А. Эколого-биогеохимические особенности растительности г. Бишкек. Известия НАН КР. 2015. № 3–4. С. 11–17.
5. Джувеликян Х.А., Щеглов Д.И., Горбунова Н.С. Загрязнение почв тяжелыми металлами. Способы контроля и нормирования загрязненных почв. Учебно-методическое пособие для вузов. Издательско-полиграфический центр Воронежского государственного университета, 2009. 21 с.
6. Доклады Агентства по гидрометеорологии при МЧС, 2020 г.
7. Мамытов А.М. Почвенные ресурсы и вопросы земельного кадастра Кыргызской Республики. Бишкек: Кыргызстан, 1996. 238 с.
8. Ковда В.А. Биогеохимия почвенного покрова. М.: Наука, 1985. 265 с.
9. Лебедев Н.А. Почвы долины р. Чу. Материалы по проекту орошения р. Чу в Семиреченской области. Вып. VI, 1916.
10. Почвы Чуйской долины в пределах Киргизской ССР (под редакцией Мамытова А.М.). Фрунзе: Изд.-во АН Кирг. ССР, 1959.
11. Фондовые материалы по почвенному картированию Республиканской почвенно-агрохимической станции по Аламединскому району (2002–2003 гг.).

CHEMICAL COMPOSITION AND HEAVY METAL CONTAMINATION OF THE SOIL COVER OF SUBURBAN AREAS AND BISHKEK CITY

B.M. Djenbaev, N.M. Bashirova, G.A. Elemanova

Using the method of emission spectral analysis, urban soils were analyzed for a wide range of chemical elements. The results of the research showed a weak contamination of the soil with toxic trace elements. The main pollutant was lead in soils from areas with heavy traffic.

Keywords: chemical elements, urban soils, pollution, lead, motor transport.

УДК: 574.9 (575.2)

МИКРОЭЛЕМЕНТЫ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ ГОРОДА КАРАКОЛ

Б.К. Калдыбаев¹, К.Б. Ибраева¹, Б.М. Дженбаев²

¹*Иссык-Кульский государственный университет, Каракол, Кыргызстан
e-mail: k_bakyt@rambler.ru*

²*Институт биологии НАН КР, Бишкек, Кыргызстан*

В данной статье представлены результаты эколого-биогеохимических исследований почвенно-растительного покрова города Каракол, Кыргызстан. Установлено, что содержания Ag, Sn, Mo, W, Ni, Mn, Ti, V, Cr, Ga, Ge, Bi, Sr, Co, Ba, Li, As, Ba в почвах города варьируют в пределах естественных уровней. На локальных участках пересечений улиц с интенсивным движением автотранспорта установлено увеличение концентраций свинца в 2,5–4 раз, меди в 2,3–2,8 раз, цинка в 2,2–2,6 раз относительно фоновых значений, однако их содержания не превышают ориентировочно допустимые концентрации. Содержание микроэлементов в растениях варьируют в пределах нормы.

Ключевые слова: почва, растение, содержание, микроэлементы, фоновый уровень.

Введение

Каракольская почвенная подпровинция ограничивается Иссык-Кульской котловиной, представляющей собой типичную для Центрального Тянь-Шаня глубокую тектоническую впадину, ограниченную с севера и юга хребтами Кунгей и Тескей Ала-Тоо. В данной подпровинции четко выражена горизонтальная и вертикальная поясность почв. Особенность почвенного покрова этого округа состоит в наличии серо-бурых пустынных каменистых почв, наряду с этими почвами на равнинах распространены светло-бурые почвы. На склонах гор встречаются каштановые, субальпийские и альпийские лугово-степные почвы. Распространены светло- и темно-каштановые, черноземные, горнолесные остаточные-карбонатные, а местами кислые, субальпийские черноземовидные, лугово-степные субальпийские и альпийские, полуторфянистые выщелоченные почвы [7]. Город Каракол расположен в восточной части Иссык-Кульской области, в среднем течении реки Каракол, в 12 км от побережья озера Иссык-Куль, на высоте 1690–1850 метров над уровнем моря. Расширение городской системы, увеличение количества автотранспортных средств, и другие техногенные нагрузки обуславливают необходимость изучения почвенно-геохимических особенностей и изменений в данном регионе.

Материал и методы

На территории г. Каракол было выбрано 11 контрольных участков с горно-долинными светло-каштановыми, горно-долинными каштановыми почвами. С каждого контрольного участка были отобраны объединенные пробы почв гумусового слоя (0–30 см). Отбор проб почв производился согласно ГОСТ 17.4.4.02-84 [3, 4]. Определение химических элементов в пробах почв было проведено методом спектрального анализа в центральной лаборатории Государственного комитета промышленности, энергетики и недропользования КР. Исследования проведены в рамках научного проекта финансируемым министерством образования и науки КР за 2020 год «Экологические аспекты устойчивого развития города Каракол».

Результаты и их обсуждение

Контрольные участки исследуемого региона представлены горно-долинными светло-каштановыми, каштановыми почвами, по механическому составу в основном среднесуглинистые. Содержание гумуса варьирует в пределах 2,29–4,32 %, что характерно значениям типов исследуемого региона. Почвы в достаточной степени обеспечены элементами минерального питания, содержание общего азота варьирует в пределах 0,106–0,181 %, фосфора 0,147–0,195 %, калия 2,0–2,4 %. Описываемые почвы в основном слабо карбонатны 0,22–1,76 %. Реакция почвенного раствора щелочная 8,00–8,4. Емкость поглощения составляет 14–24 мг экв на 100 г почвы (табл. 1).

Таблица 1

Почвенно-агрохимические показатели почв города Каракол и прилегающих территорий

Тип почвы	Гумус, %	CO ₂ , %	рН	Емкость поглощ. мг-экв.	Валовой %		
					N	P	K
Св.каштан	3,28	0,13	8,30	19,6	0,170	0,170	2,3
Св.каштан	2,29	1,76	8,40	14,0	0,112	0,195	2,0
Св.каштан	2,39	0,92	8,40	14,2	0,106	0,161	2,4
Каштан	4,32	1,1	8,25	24	0,181	0,170	2,0
Каштан	3,85	0,22	8,0	22,6	0,156	0,147	2,4

В качестве контрольного уровня элементного состава были отобраны пробы почв на территории государственного природного парка «Каракол». Основной задачей данного природного парка является сохранение уникальных природных комплексов, лесов, объектов животного и растительного мира, рекреационные, просветительские и научные цели. Элементный состав почв контрольного участка представлен в таблице 2, нами был заложен почвенный разрез до почвообразующей породы (0–130 см).

Таблица 2

Элементный состав в почвенном разрезе горных светло-каштановых почв (0–130 см., мг/кг, абс. сухой вес)

Горизонт, см	Mn	Ni	Co	Cu	Fe	Ti	Pb	Zn
	(M ± m, p < 0.05)							
0–10	846 ± 75	49 ± 4	18 ± 2	22 ± 2,5	253 ± 16	1692 ± 95	15 ± 0,2	40 ± 5
20–30	904 ± 82	59 ± 3	25 ± 1,5	34 ± 1,8	294 ± 18	2712 ± 115	10 ± 0,3	45 ± 8
40–50	922 ± 86	73 ± 6	27 ± 2	41 ± 3,5	276 ± 17	1383 ± 101	10 ± 0,3	48 ± 8
60–70	748 ± 66	60 ± 5	28 ± 2,5	37 ± 3,8	280 ± 15	2337 ± 123	9 ± 0,3	50 ± 6
80–90	598 ± 46	60 ± 5	27 ± 2,5	37 ± 3,2	276 ± 11	690 ± 56	9 ± 0,3	56 ± 8
100–110	750 ± 68	42 ± 3	28 ± 2,5	37 ± 2,9	281 ± 12	1876 ± 112	9 ± 0,3	65 ± 8
120–130	750 ± 70	42 ± 3	9 ± 1	28 ± 2,6	282 ± 13	2820 ± 145	20 ± 0,3	74 ± 9
Почвообразующая порода	1700 ± 120	50 ± 4	4 ± 0,5	200 ± 12	350 ± 21	5000 ± 225	30 ± 2,2	700 ± 15

Результаты исследований показали, что содержания Pb, Zn, Ba, Ni, Co, Cr, Mo сильно варьируют в почвенных горизонтах разреза. Как видно из данных, происходит выщелачивание с поверхностного горизонта (0–10 см) никеля, кобальта, меди. Увеличение концентрации цинка, свинца к низу обусловлено, по-видимому, приближением к коренным породам, имеющим относительно высокий фон.

Результаты содержания микроэлементов в растениях на территории контрольного участка представлены в таблице 3. Содержания Cu, Co, Mo, Zn, Pb, Ni в растениях варьируют в пределах средне фоновых значений. Для не загрязнённых территорий основным источником их поступления в растения является почва и почвообразующие породы.

Таблица 3

Содержание микроэлементов в растениях контрольного участка (мг/кг, на золу)

№	Вид растения	Cu	Co	Mo	Zn	Pb	Ni
		(M ± m, p < 0.05)					
1	Укос травянистых растений	16 ± 1,2	40 ± 2,2	3,5 ± 0,2	40 ± 2,2	1 ± 0,3	9 ± 1,5
2	Листья тополя черного	20 ± 1,8	40 ± 2,5	10 ± 0,5	80 ± 2,3	1 ± 1,5	17 ± 1,8
3	Хвоя сосны обыкновенной	25 ± 1,6	45 ± 2,2	12 ± 0,5	100 ± 2,6	2 ± 0,8	15 ± 1,9
4	Хвоя ели Шренка	30 ± 1,5	50 ± 1,8	16 ± 0,2	120 ± 2,5	2 ± 1,6	13 ± 2,2

Коэффициенты биологического поглощения (КБП) микроэлементов растениями контрольной зоны варьируют, что свидетельствует о дифференциации их вовлечения в процесс биологической миграции. Особенно активно захватываются цинк, молибден, кобальт, медь. Величина их КБП больше 1; их важная физиологическая роль для растений общеизвестна. Ко второй группе относятся микроэлементы с низкой интенсивностью поглощения, имеющие КБП меньше 1. Некоторые из них присутствуют в почвообразующей породе в формах, труднодоступных для растений, например свинец, никель. Для цинка, молибдена, кобальта, меди КБП больше 1, для свинца и никеля КБП меньше 1 (рис. 1).

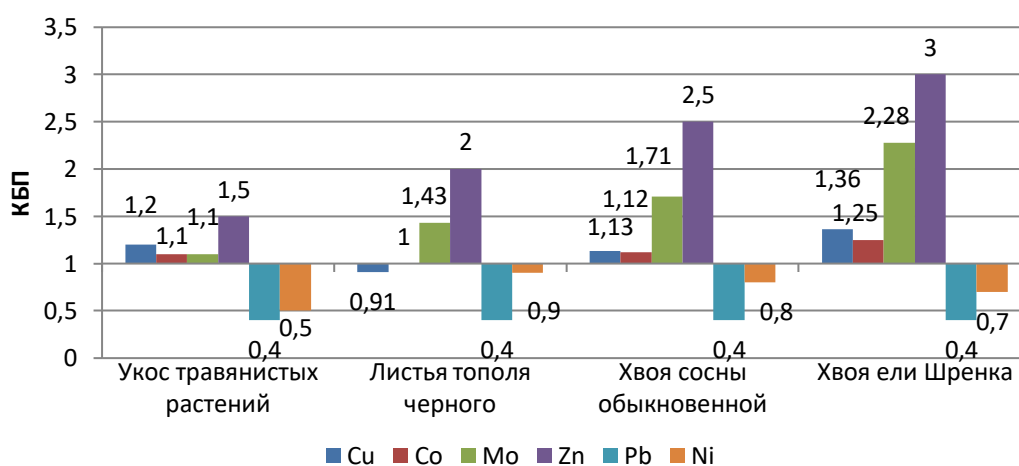


Рис. 1. КБП (Cu, Co, Mo, Zn, Pb, Ni) для растений контрольного участка

В литературе имеется большое число данных о содержании свинца в почве, однако иногда трудно отделить данные, характеризующие фоновые уровни свинца в почвах, от данных, связанных с загрязнением поверхностного слоя почв. По данным ряда исследований концентрация свинца в почвах фоновых районов мира находится в пределах 1–80 мг/кг, при среднем содержании 16 мг/кг [1, 4, 6]. Ориентировочно допустимая кон-

центрация свинца для почв близких к нейтральным, нейтральным (суглинистым и глинистым), $pH_{KCl} > 5,5$ в Кыргызстане составляет 130 мг/кг [2]. Содержание свинца в почвах государственного природного парка Каракол варьирует в пределах 10–16 мг/кг, в почвах города Каракол 20–40 мг/кг. Увеличение содержания свинца характерно на пересечении улиц с интенсивным движением транспорта: до 40 мг/кг, превышающий фоновый уровень 2,5–4 раз (рис. 2).

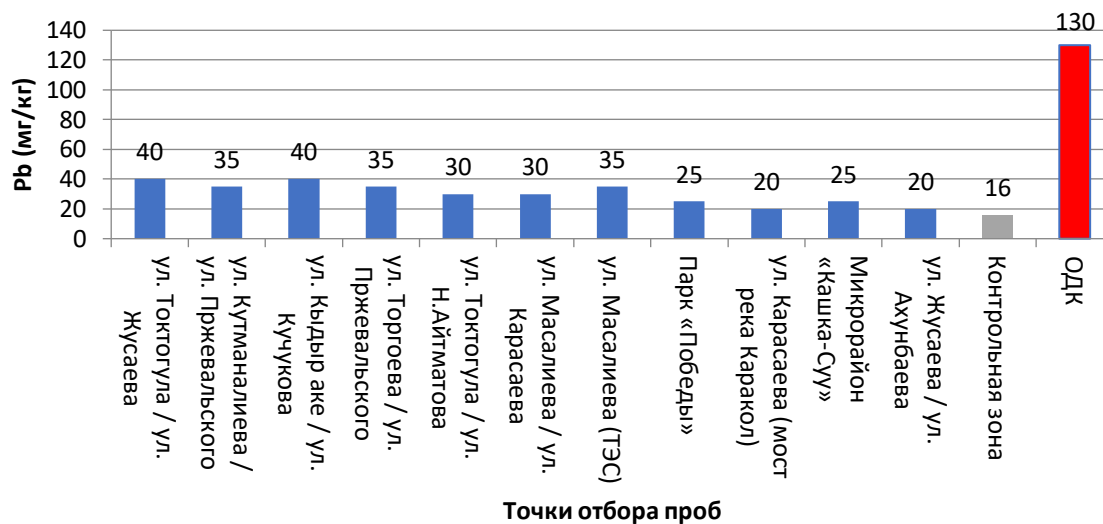


Рис. 2. Содержание свинца в почвах г. Каракол

Таблица 4

Содержание свинца в растениях г. Каракол, (мг/кг, на золу)

Место отбора проб	Вид растения	Pb
ул. Токтогула / ул. Жусаева	Укос (травянистые растения)	$5 \pm 0,2$
	Листья тополя черного	25 ± 3
	Хвоя сосны обыкновенной	30 ± 2
	Хвоя ели Шренка	$30 \pm 2,5$
ул. Кутманалиева / ул. Пржевальского	Укос (травянистые растения)	$7 \pm 0,6$
	Листья ивы линейнолистной	$10 \pm 0,8$
	Хвоя сосны обыкновенной	$20 \pm 2,5$
	Листья вяза низкого	$25 \pm 2,2$
ул. Кыдыр аке / ул. Кучукова	Укос (травянистые растения)	$6 \pm 0,5$
	Листья тополя черного	$16 \pm 1,3$
	Хвоя сосны обыкновенной	$30 \pm 2,5$

Широкие вариации содержания свинца в растениях возникают под действием различных факторов среды, например, наличия геохимических аномалий, загрязнения и техногенных эмиссий, сезонных колебаний, особенностей генотипа накапливать свинец. Тем не менее, естественные уровни содержания свинца в растениях из незагрязненных областей, по-видимому, довольно постоянны и лежат в пределах 0,1–10 мг/кг сухой массы, 0,001–0,08 мг/кг влажной массы, 2,7–94 мг/кг золы. Следует отметить, что растения способны поглощать свинец из двух источников – из почвы и воздуха – несмотря на то, что свинец считается металлом с низкой биологической доступностью, он

способен накапливаться в вегетативной и корневой системе растений [1, 5, 6]. Содержание свинца в золе сосны обыкновенной, произрастающей в районе центра города, составило 30 мг/кг, КБП равен 1, он выше, чем у сосны с контрольного участка (таблица 4).

Заключение

Результаты исследований показали, что содержания химических элементов: Ag, Sn, Mo, W, Ni, Mn, Ti, V, Cr, Ga, Ge, Bi, Sr, Co, Ba, Li, As, Ba в почвах г. Каракол варьируют в пределах естественных уровней. На локальных участках пересечений улиц с интенсивным движением автотранспорта установлено увеличение концентраций свинца в 2,5–4 раз, меди в 2,3–2,8 раз, цинка в 2,2–2,6 раз относительно фоновых значений, однако их содержания не превышают ориентировочно допустимые концентрации. В качестве рекомендаций: в целях озеленения города Каракол необходимо высаживать больше лиственных деревьев, не менее 70 % от общего количества высаживаемых растений. Пыль, скапливающаяся в кронах деревьев в течение лета, опадает вместе с листвой. Лиственные деревья создают большой шумовой барьер. Хвойные деревья, особенно сосна обыкновенная, плохо переносят загазованность атмосферного воздуха. Пыль накапливается в их кронах до 10 лет.

Литература

1. Алексеенко В.А. Химические элементы в геохимических системах. Кларки почв селитебных ландшафтов. Ростов н/Д: Издательство Южного федерального университета, 2013. 388 с.
2. Гигиенические нормативы «Предельно допустимые концентрации и ориентировочно допустимые количества химических веществ в почве». (Утверждены Постановлением Правительства КР от 11 апреля 2016 года № 201).
3. ГОСТ 17.4.4.02-84. Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа. М.: Изд-во стандартов, 1985. 14 с.
4. Дженбаев Б.М., Мурсалиев А.М. Биогеохимия природных и техногенных экосистем Кыргызстана. Бишкек: Илим, 2012. 404 с.
5. Дженбаев Б.М., Калдыбаев Б.К. Методические указания (отбор проб и пробоподготовка для определения тяжелых металлов в объектах окружающей среды). Бишкек: Илим, 2014. 35 с.
6. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 439 с.
7. Мамытов А.М. Почвенные ресурсы и вопросы земельного кадастра Кыргызской Республики. Б.: Кыргызстан, 1996. 240 с.

TRACE ELEMENTS IN THE SOIL-PLANT COVER OF THE CITY KARAKOL

B.K. Kaldybaev, K.V. Ibraeva, B.M. Jenbaev

This article presents the results of ecological and biogeochemical researches of the soil and plants cover of the city Karakol. It was established that the contents of chemical elements: Ag, Sn, Mo, W, Ni, Mn, Ti, V, Cr, Ga, Ge, Bi, Sr, Co, Ba, Li, As, Ba in the city's soils vary within natural levels. At local sections of intersections of streets with heavy traffic, an increase in concentrations of lead was found to be 2.5–4 times, copper 2.3–2.8 times, zinc 2.2–2.6 times relative to the background values, but their content was not exceed estimated concentrations. The content of trace elements in plants varies within normal limits.

Keywords: soil, plant, content, trace elements, background level.

УДК: 550.4

**ОСОБЕННОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ
ОСНОВНЫХ АГРОХИМИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ
И МЕТАЛЛОВ (Cu, Zn, Mn, Fe, Cd, Pb)
ПО ВЕРТИКАЛЬНЫМ ПРОФИЛЯМ
ПОЙМЕННОЙ ПОЧВЫ**

**М.В. Капитальчук, В.Ф. Хлебников, И.П. Капитальчук,
В.П. Гребенщиков, Т.И. Богатая, Нат.В. Смунова, Над.В. Смунова,
Н.Н. Банков, Е.А. Максименко**

*Приднестровский государственный университет им. Т.Г. Шевченко,
Тирасполь, Приднестровье, Молдова, e-mail: marinakapitalchuk@yandex.ru*

В вертикальных профилях разно увлажненных почв агрохимические показатели (органика, гумус, карбонаты, азот, фосфор, калий, pH) с глубиной имеют сходный характер, в отличие от металлов, которые в вертикальном профиле имеют различный, а иногда противоположный характер распределения. В аллювиальной почве наиболее тесная связь наблюдалась между Mn–Zn, Mn–Cu, Cu–Zn. Наиболее существенная связь агрохимических показателей с металлами в пойменной почве установлена между pH–Fe, соли–Fe, карбонаты–Zn, карбонаты–Mn, карбонаты–Pb. Статистически значимые корреляционные взаимосвязи агрохимических показателей с металлами выявлены только для почвенного профиля, аналогичные подсчеты коэффициентов корреляции для поверхностного слоя почвы показывают слабую взаимосвязь.

Ключевые слова: пойменная почва, почвенный профиль, корреляция, агрохимические показатели, металлы.

Введение

Биоценотический стационар научно-исследовательской лаборатории «Биоинформатика», располагающийся в Ботаническом саду Приднестровского университета, являющийся объектом исследования в данной работе, располагается в пойме Днестра. Здесь проводились системные биоценотические исследования, для интерпретации которых необходимо было знать физические и химические характеристики почв на опытных участках, обуславливающих свойства биотопа.

По геохимической терминологии пойма относится к трансупераквальным ландшафтам. Благодаря близкому залеганию грунтовых вод, в таких ландшафтах преобладают обратные водные связи, существенно влияющие на распределение химических элементов по вертикальному профилю почвы, а поступление извне биодоступных химических соединений может существенно изменить условия обитания живых организмов. Обвалование русла Днестра в середине прошлого столетия кардинально повлияли на гидрологический режим поймы и, как следствие, изменили условия миграции химических элементов. Замедлившийся водообмен привел к трансформации пойменной экосистемы. Распашка пойменных почв трансформировала их верхние горизонты, в том числе, нарушила естественное распределение в них химических элементов.

Проводя биоценотические исследования в Ботаническом саду, нами были замечены существенные различия в фитоценозе на ограниченном участке. В связи с этим авторами были изучены физические и химические свойства почв [10]. Участки, находя-

щиеся в 20 метрах друг от друга, имели существенные различия по физическим и агрохимическим показателям вследствие близкого залегания грунтовых вод в одном из них.

Цель данной – работы выявить взаимосвязь химических показателей почвы (органика, гумус, карбонаты, азот, фосфор, калий, pH) и тяжелых металлов (Cu, Zn, Mn, Fe, Cd, Pb) в почвенных профилях разно увлажненных участков.

Материалы и методы

Для изучения физических, химических свойств почвы, а также содержание в них Cu, Zn, Mn, Fe, Cd, Pb в Ботаническом саду университета в июле 2018 года на участках № 1 и № 2 были заложены шурфы (разрезы) до глубины 140 см, а на опытных участках (кварталах) № № 3, 4, 5, 6 взяты почвенные образцы методом прикопок. Сбор и обработка почвенных образцов проводились стандартными методами. Физические свойства определялись согласно [2]. Химические показатели почв (гумус, карбонаты, pH, соли, NO₃, P₂O₅, K₂O) были определены в Приднестровском НИИ сельского хозяйства. Содержание тяжелых металлов (Cu, Zn, Mn, Fe, Cd, Pb) определялось в вытяжках 1 н. раствора азотной кислоты методом атомно-абсорбционной спектrophотометрии [1, 11].

Статистическую обработку результатов проводили классическими методиками в программе MS Excel. Проверку коэффициента корреляции на значимость проводили по Е.Н. Львовскому [7].

Результаты

Физическая характеристика исследуемых почв

Вертикальный профиль на участке № 1 можно разделить на два слоя: верхний слой до глубины 94 см и нижний – 94–140 см. В структуре верхнего почвенного слоя можно выделить подслой ризосферы (0–10 см). Следует отметить, что корни растений пронизывают весь почвенный профиль. В целом верхний слой профиля имеет легкий суглинистый механический состав светло-палевого цвета с чередованием светлых и более темных аллювиальных слоев. Структура ореховатого подтипа слабой уплотненности. Определение по влажности – сыроватая почва (участок в котором близко подходят грунтовые воды). Нижний слой (94–140 см) среднесуглинистого механического состава, среднего уплотнения, пронизанный корнями растений с темными пятнами затеков гумуса. При воздействии на почву 10-процентной HCl отмечено интенсивное вскипание по всему профилю.

Вертикальный профиль на участке № 2 также подразделяется на два слоя. Верхний слой (0–85 см) темно-серого цвета с переходом к черному, среднесуглинистого механического состава. По структуре в основном комковатый, ореховатого подтипа, встречаются также призмовидные и плитковидные структурные элементы. Весь профиль пронизан полностью корнями растений и ходами землероев. Степень увлажнения: в верхней части – сухая, в средней части – слабоувлажненная, в нижней части – сыроватая почва. Нижний слой (85–140 см) супесчаный бесструктурный с прослоями рыжеватого оттенка. Глубже 140 см песчаный аллювий.

Сравнительный анализ гранулометрического состава почв на участках № 1 и № 2 свидетельствует о том, что, несмотря на количественные различия долей, приходящихся на отдельные фракции, в целом для обоих участков наблюдается аналогичный характер распределения почвенных частиц по фракциям [10].

Особенности распределения агрохимических показателей по почвенному профилю

Для изучения распределения агрохимических показателей по почвенному профилю анализировались органика, гумус, карбонаты, азот, фосфор, калий, рН образцов, отобранных из шурфов, заложенных на территории кварталов № 1 и № 2, в следующих слоях: 0–20, 20–30, 30–50, 50–70, 70–80, 80–110, 110–120 см (рис. 1).

Распределение органического вещества по почвенному профилю в квартале № 2 испытывает заметные вариации с глубиной. Резкое уменьшение его количества наблюдается лишь с глубины 110 см при переходе к песчаному аллювию. В отличие от этого, в квартале № 1 (более увлажнен) количество органики мало изменяется с глубиной, проявляя тенденцию к уменьшению глубже 110 см. Максимальное количество азота в почвах рассматриваемых кварталов располагается в пахотном слое, затем в слое 30 – 50 см его концентрация уменьшается и остается практически неизменной до нижней границы почвенного разреза. Однако, несмотря на общий характер профилей азота для обоих кварталов, они существенно различаются по содержанию этого элемента в пахотном слое. Так, содержание азота в верхнем почвенном слое квартала № 2 составляет всего 2 мг/кг, в то время как в квартале № 1 его количество достигает 7 мг/кг. Содержание фосфора в почвенном слое 0–80 см испытывают вариации практически синхронно на обоих кварталах, отражая слоистый характер аллювиальной почвы. Глубже 80 см на обоих разрезах количество фосфора также синхронно убывает. В отличие от фосфора, концентрация калия испытывает более существенные вариации по профилю, а также на глубине более 110 см отмечается ее рост.

Максимальное количество гумуса в почве обоих кварталов содержится в пахотном слое и наблюдается его закономерное уменьшение с глубиной, при этом различия профилей незначительны. Содержание карбонатов мало изменяется по почвенному профилю. Их вариации с глубиной в большей степени наблюдаются в квартале № 2, однако эти колебания находятся в пределах 1 %.

Изменение количества солей в почвенном профиле обоих кварталов до глубины 80 см происходит практически синхронно: максимальная концентрация в верхнем горизонте, ее уменьшение примерно в два раза на глубине 50 см, а затем снова рост концентрации. В нижнем почвенном горизонте наблюдается расхождение профилей: ниже 80 см в квартале № 2 количество солей сначала стабилизируется, а затем убывает, в то время как в квартале № 1 (более увлажнен) продолжается рост концентрации солей вплоть до нижней границы раздела. Повышенное содержание солей в пахотном слое может быть следствием вторичного засоления.

Значения рН в верхнем почвенном слое обоих кварталов практически одинаково. При этом изменения рН по профилю в принципе малы и составляют десятые доли от единицы ее измерения, поэтому в рисунке 1 не приводятся.

Наличие гумуса и карбонатов в степных почвах может обуславливать формирование геохимических барьеров, в которых на коротком расстоянии происходит резкое уменьшение интенсивности миграции химических элементов и, как следствие, их концентрация. Для черноземов характерны два основных радиальных геохимических барьера: 1) биогеохимический в верхней части гумусового горизонта, где за счет биогенной аккумуляции накапливаются P, S, K, Ca, местами Mg, Na, Sr, Mn, Ba, Cu, Zn, Co, Pb, Mo, As и др., 2) щелочной и термодинамический барьеры в нижней части гумусового горизонта и в верхней части карбонатного, где накапливается CaCO₃ [8].

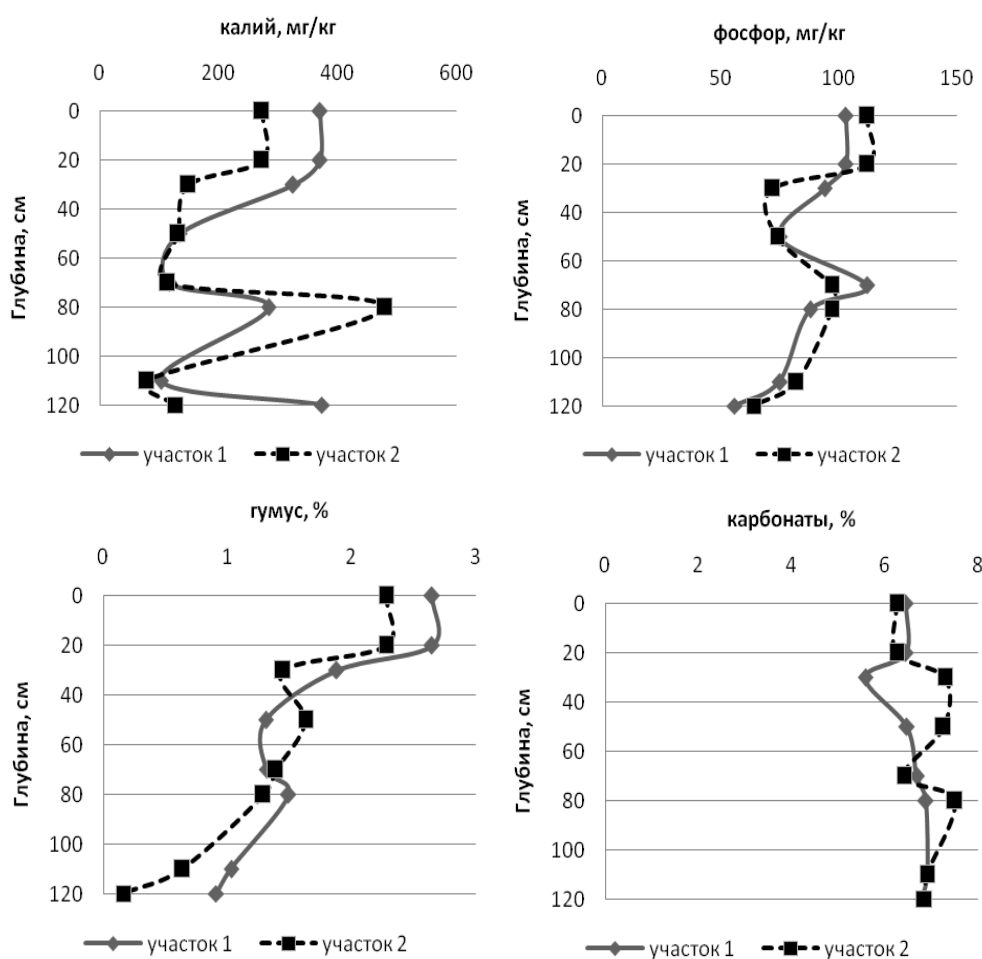


Рисунок 1. Распределение агрохимических показателей по почвенному профилю

Из проведенного выше анализа следует, что в аллювиальной почве биоценологического стационара НИЛ «Биоинформатика» имеет место биогеохимический барьер в верхней части гумусового горизонта, где отмечено повышенное содержание азота, фосфора и калия. Карбонатный геохимический барьер видимо отсутствует, поскольку карбонаты в аллювиальной почве распределены равномерно по профилю.

Распределение тяжелых металлов по почвенному профилю

В Молдавии традиционным методом оценки подвижных форм металлов является определение их концентрации в ацетатно-аммонийном буфере $pH = 4,8$ (АЦБ), а определение их валового содержания – путем разложения почвенных образцов в растворе «царской водки» [6, 9]. Как указывалось выше, в данной работе определялось содержание кислоторастворимых форм металлов в вытяжках 1 н. раствора азотной кислоты.

Рассматриваемые металлы Cu, Zn, Mn, Fe являются жизненно-необходимыми для живых организмов, их недостаток существенным образом негативно влияет на биоту экосистемы, но их избыток, или высокая подвижность в почве также губительны для растений и животных. Cd и Pb общепринято считать токсикантами. В большинстве случаев в поверхностном слое почв долины Днестра взаимосвязи между валовым со-

держанием микроэлементов не наблюдается. Статистически значимая положительная корреляция в почвах была установлена только для селена с цинком, а также для железа с марганцем и цинком. При этом наиболее тесная взаимосвязь прослеживалась между количеством в почвах Fe и Mn [3].

Распределение металлов по почвенным профилям шурфов, заложенных в соседних кварталах, представлены на рисунке 2, из которого следует, что несмотря на близкое расположение шурфов (всего 20 метров), вертикальное распределение в них металлов различаются как по количественным показателям, так и по характеру (за исключением Cu). Отметим, что в обоих шурфах на глубине 80 см явно проявляется граница геохимического барьера, где концентрация металлов резко изменяется [5].

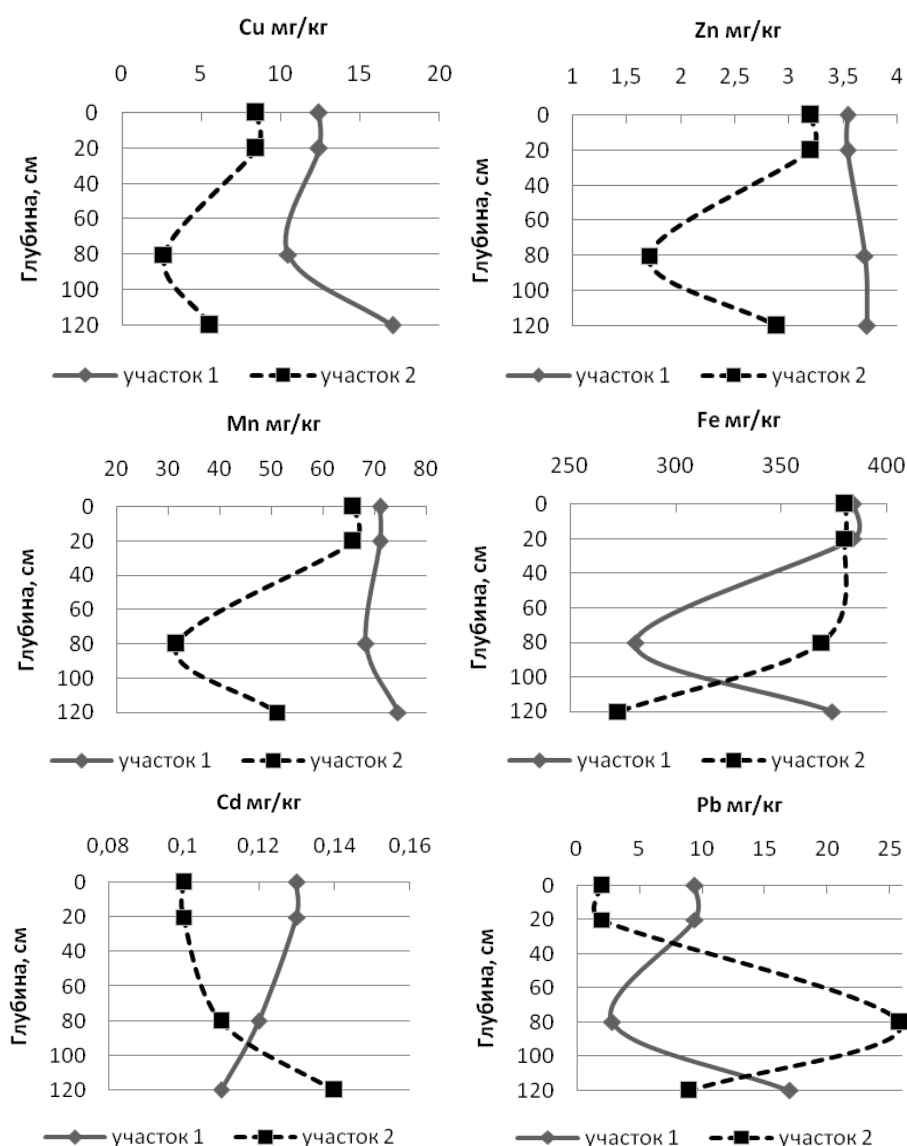


Рисунок 2. Распределение тяжелых металлов (Cu, Zn, Mn, Fe, Cd, Pb) по почвенному профилю

Изменение концентрации Cu с глубиной на обоих кварталах носит аналогичный характер: максимальная концентрация Cu в верхнем 20 см слое за счет биогенного накопления металла (биогеохимический барьер) – постепенное уменьшение концентрации до глубины 80 см, практически синхронное с убыванием количества гумуса с глубиной – возрастание количества Cu в слое, располагающегося глубже 80 см. При этом на всем протяжении профиля количество Cu на первом участке (10,45–17,05 мг/кг) больше, чем на втором участке (2,67–8,45 мг/кг). Характер изменения концентрации Zn с глубиной в почве рассматриваемых участков существенно различается. Если количество Zn в почве квартала с близким залеганием грунтовых вод слабо варьирует по профилю (3,54–3,72 мг/кг), то характер изменения его концентрации (1,71–3,20 мг/кг) с глубиной на квартале с меньшим увлажнением аналогичен вертикальному профилю Cu с четко выраженными геохимическими барьерами в верхнем горизонте почвы и на глубине 80 см. Концентрация Zn в почве квартала более увлажненного выше, чем на соответствующих глубинах в почве второго квартала.

Характер вертикальных профилей Mn аналогичен распределению с глубиной Zn. При этом количество Mn на первом участке варьирует в пределах 68,35–74,52 мг/кг, на втором участке – 31,72–65,87 мг/кг. Распределение Fe с глубиной на участке с увлажненной почвой по всему профилю следует общей закономерности с максимумом (384 мг/кг) в области биогеохимического барьера в верхнем почвенном горизонте и минимумом (281 мг/кг) на глубине 80 см с последующим ростом концентрации с глубиной. В то же время в гумусовом горизонте участка с меньшим увлажнением количество Fe до глубины 80 см почти не изменяется, варьируя в диапазоне 369–380 мг/кг, а затем в слое 80–140 см резко уменьшается до 273 мг/кг.

Вертикальные профили Cd, построенные для первого и второго участков носят обратный характер: на первом участке концентрация Cd с глубиной постепенно убывает с 0,13 до 0,11 мг/кг, в то время как на втором участке количество Cd с глубиной возрастает с 0,10 до 0,14 мг/кг.

Распределение Pb по почвенному профилю также имеет обратный характер, но если для Cd изменения концентрации очень малы, то для Pb изменения концентрации на обоих участках достаточно велики. Причем, на первом участке четко проявляется выявленная общая закономерность: наличие максимума (9,43 мг/кг) в верхнем почвенном горизонте и минимума (2,83 мг/кг) на глубине 80 см, возрастание концентрации Pb в нижележащем слое. На втором участке, наоборот, в гумусовом горизонте до глубины 80 см наблюдается увеличение количества Pb с 1,95 до 25,83 мг/кг, а затем, в нижележащем слое его уменьшения до 8,92 мг/кг.

В городских почвах содержание валового Pb в слое 0–40 см может в 2–5 раз превышать фоновые значения, и как правило, в верхнем слое почв свинца больше, чем в нижележащих слоях [4]. В пойменных почвах Ботанического сада Pb в нижних слоях наблюдаются более высокие концентрации Pb, чем в верхнем горизонте.

В почвах долины Днестра обычно взаимосвязи между валовым содержанием Fe, Mn, Zn, Cu, Cd не наблюдаются. Статистически значимая положительная корреляция в почвах установлена только для железа с марганцем и цинком. При этом наиболее тесная взаимосвязь прослеживается между количеством в почвах Fe и Mn [3]. Для исследуемой аллювиальной почвы наблюдается иной характер взаимосвязи между металлами (табл. 1).

Таблица 1

Матрица коэффициентов корреляции металлов в профиле пойменной почвы

	Fe	Cu	Zn	Mn	Pb	Cd
Fe	1	0,301023	0,116354	0,157454	0,052258	-0,66058
Cu		1	0,89584	0,93198	-0,36405	-0,11469
Zn			1	0,94101	-0,65044	-0,01188
Mn				1	-0,58972	-0,03777
Pb					1	0,05315
Cd						1

В вертикальном профиле пойменных почв наиболее тесная статистически значимая ($p = 0,001$) корреляция оказалась для Mn–Zn ($r = 0,941$), Mn–Cu ($r = 0,931$), Cu–Zn ($r = 0,895$) (рис. 3).

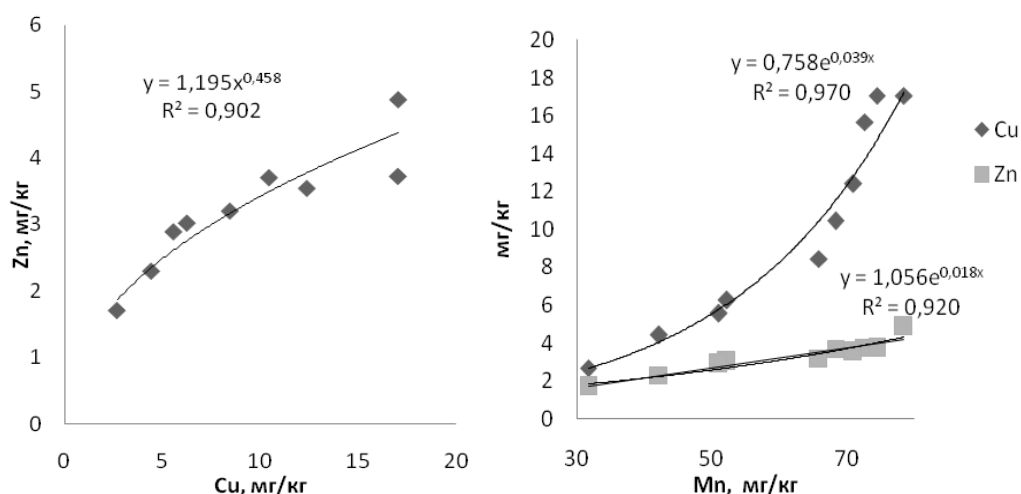


Рисунок 3. Корреляционные связи Cu, Zn, Mn в почвенном профиле

Обратим внимание, что между биогенными элементами (Fe, Cu, Zn, Mn) наблюдаются положительные связи, а их корреляция с Pb и Cd отрицательная. При чем, наиболее значительные коэффициенты корреляции установлены для Fe–Cd ($r = -0,660$ при $p = 0,05$), а также Pb–Zn ($r = -0,650$ при $p = 0,05$).

Взаимосвязь агрохимических показателей с содержанием тяжелых металлов в вертикальных профилях аллювиальной почвы представлена в табл. 2.

В пределах наблюдаемых вариаций органики, гумуса, азота и фосфора статистически значимой их взаимосвязи с металлами не выявлено. Наиболее существенная связь в пойменной почве установлена между рН–Fe ($r = -0,863$ при $p = 0,01$) и соли–Fe ($r = 0,841$ при $p = 0,01$), карбонаты–Zn ($r = -0,703$ при $p = 0,05$), карбонаты–Mn ($r = -0,771$ при $p = 0,05$), карбонаты–Pb ($r = 0,778$ при $p = 0,01$).

В таблице 2 представлены коэффициенты корреляции химических показателей с металлами для вертикальных профилей. Наши расчеты показали, что для выборки, включающей эти же показатели для точек пространственного их распределения, корреляционные взаимосвязи ослабевают для всех агрохимических показателей, за исключением калия.

Таблица 2

Коэффициенты корреляции для агрохимических показателей и металлов в вертикальном профиле почв

хим. показ.	Fe	Cu	Zn	Mn	Pb	Cd
органика	0,59434	0,3119	0,22417	0,343503	-0,11725	-0,5942
гумус	0,62475	0,2053	0,22841	0,361617	-0,3081	-0,3486
карбонаты	-0,22122	-0,4969	-0,7038	-0,77169	0,778817	0,04590
NO ₃	0,31619	0,3923	0,42200	0,466727	-0,23139	0,41931
P ₂ O ₅	0,42163	-0,3375	-0,2130	-0,10852	-0,2487	-0,3626
K ₂ O	0,70490	0,07573	-0,3343	-0,21181	0,689727	-0,5184
соли	0,84133	0,65879	0,36697	0,529531	0,099487	-0,548
pH	-0,86321	-0,3517	-0,1498	-0,32738	-0,02549	0,63121

Заключение

В вертикальном профиле почв, отличающихся влагообеспеченностью, агрохимические показатели (органика, гумус, карбонаты, азот, фосфор, калий, pH) с глубиной имеют сходный характер, в отличие от металлов, которые в вертикальном профиле имеют различный, а иногда противоположный характер распределения.

В вертикальном профиле пойменных почв наиболее тесная связь выявлена для Mn–Zn, Mn–Cu, Cu–Zn. Наиболее существенная связь агрохимических показателей с металлами в пойменной почве установлена между pH–Fe, соли–Fe, карбонаты–Zn, карбонаты–Mn, карбонаты–Pb.

Литература

1. Васильев В.П. Аналитическая химия. Физико-химические методы анализа. М.: Высшая школа, 1989. Том 2. С. 97–104.
2. Добровольский В.В. Практикум по географии почв с основами почвоведения. М.: Просвещение, 1982. 128 с.
3. Капитальчук И.П., Капитальчук М.В., Измайлова Д.Н., Богдевич О.П. Биогенные микроэлементы в почвах и растениях долины Днестра // Bulletin of the institute of geology and seismology of the academy of sciences of Moldova. 2011. № 2. Р. 122–132
4. Капитальчук И.П., Капитальчук М.В., Богатая Т.И., Демчукова Н.В., Пальцева Т.Е. Свинец в почвах долины Днестра // Биогеохимия – научная основа устойчивого развития и сохранения здоровья человека. Тула: Тул. гос. пед. ун-т им. Л.Н. Толстого, 2019. Том 2. С. 149–153.
5. Капитальчук М.В., Капитальчук И.П., Богатая Т.И., Гребенщиков В.П. Геохимическая неоднородность почвы пойменной экосистемы (на примере Ботанического сада Приднестровского университета // Теоретические и прикладные проблемы географической науки: социальный, правовой, экономический и экологический аспекты: Материалы Международной научно-практической конференции, 12–16 ноября 2019 г. Воронеж: ВГУ, 2019. Том 1. С. 257–262.
6. Кирилюк В.П. Микроэлементы в компонентах биосферы Молдовы. Кишинёв: Pontos, 2006. 156 с.
7. Львовский Е.Н. Статистические методы построения эмпирических формул. М.: Высш. шк., 1998. 239 с.
8. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. Учебник. Москва: МГУ, 1999. 610 с.
9. Тома С.И., Рабинович И.З., Велисар С.Г. Микроэлементы и урожай. Кишинев: Штиинца, 1980. 172 с.
10. Хлебников В.Ф., Капитальчук М.В., Богатая Т.И., Смурова Нат.В. Пространственное распределение химических веществ в почве биоценологического стационара Ботанического сада ПГУ им. Т.Г. Шевченко // Биоразнообразии и факторы, влияющие на экосистемы бассейна Днестра. Материалы науч.-практ. конф. Tiraspol: Eco-TIRAS, 2018. С. 216–219.
11. Чегринцев С.Н. Атомно-абсорбционный анализ. Томск: Изд-во ТПУ, 2014. С. 12–20.

FEATURES OF DISTRIBUTION OF THE MAIN AGROCHEMICAL INDICATORS AND METALS (Cu, Zn, Mn, Fe, Cd, Pb) BY VERTICAL PROFILES OF FLOODPLAIN SOIL

M.V. Kapitalchuk, V.F. Khlebnikov, I.P. Kapitalchuk, V.P. Grebenshchikov, T.I. Bogataya, Nat.V. Smurova, Nad.V. Smurova, N.N. Bankov, E.A. Maksimenko

In vertical profiles of differently moistened soils, agrochemical indicators (organic matter, humus, carbonates, nitrogen, phosphorus, potassium, pH) with depth have a similar character, in contrast to metals, which in the vertical profile have a different, and sometimes opposite, distribution. In alluvial soil, the closest relationship was observed between manganese and zinc, manganese and copper, and between copper and zinc. Statistically significant correlations of agrochemical indicators with metals were found only for the soil profile, similar calculations of correlation coefficients for the surface layer of the soil show a weak relationship.

Keywords: floodplain soil, soil profile, correlation, agrochemical indicators, metals.

УДК: 574.2:631.61

РАДИАЛЬНОЕ И ЛАТЕРАЛЬНОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ Cs-137 В ПОЧВАХ ЛАНДШАФТНОЙ АГРОКАТЕНЫ УЧАСТКА ДУБРОВКА (БРЯНСКАЯ ОБЛАСТЬ) СПУСТЯ 31 ГОД ПОСЛЕ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

В.Г. Линник¹, И.В. Мироненко², А.П. Борисов¹, О.М. Иваницкий¹, А.В. Соколов^{1,3}, А.В. Федин⁴

¹*Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского, Москва, Россия, e-mail: linnik@geokhi.ru*

²*Московский Государственный Университет им. М.В. Ломоносова, Москва, Россия*

³*Институт проблем передачи информации им. А.А. Харкевича РАН, Москва, Россия*

⁴*Институт географии РАН, Москва, Россия*

Исследование радиального и латерального распределения ¹³⁷Cs в агрокатенах служит эффективным способом оценки направления и интенсивности биогеохимического переноса вещества в ландшафте. Выполненные исследования на агрокатене «Дубровка» позволили оценить интенсивность латерального переноса в пределах агрокатены. Выявлены зоны аккумуляции ¹³⁷Cs на биогеохимическом барьере в прибалочной залесенной части междуречья. В результате дивергенции латеральных потоков в средней части макросклона юго-западной экспозиции плотность загрязнения ¹³⁷Cs с 1993 года (данные АГ) по 2017 год (данные отбора проб) снизилась в 1.6 раз.

Ключевые слова: почва, латеральная миграция, радиальная миграция, Cs-137, Чернобыль.

Введение

Методы ландшафтного анализа и моделирования активно использовались в первые годы при ликвидации последствий аварии на ЧАЭС [1, 5]. Склоновый химический сток, поверхностный и внутрипочвенный, а также твердый сток (эрозия) формируются под воздействием гравитационного поля, которое определяет направление и интенсивность перемещения вещества и энергии вниз по склону в направлении максимального гради-

ента изменения высоты. Мезорельеф относится к комплексному биогеохимическому фактору, регулирующему поверхностный сток, за счет которого происходит перераспределение ^{137}Cs в ландшафте. Склоновые сопряжения представляют естественные природные системы, формирующие геометрию геохимических потоков химических элементов в ландшафте. Поэтому анализ их роли в перераспределении потоков химических элементов играет крайне важную роль.

Выявление особенностей формирования склоновых сопряжений, к числу которых относятся и агроландшафты, имеет важное значение для пространственного анализа биогеохимических потоков в агроценозах [3, 6, 7, 8, 12]. Исследование латерального переноса радионуклидов стало важным разделом в исследовании современных геоморфологических процессов [10].

Анализ латерального и радиального распределения техногенных радионуклидов в агроландшафтах широко используется для оценки радиационной обстановки на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС в 1986 г. В работе представлены результаты полевых ландшафтно-радиационных исследований, проведенных через 31 год (август-сентябрь 2017 г.) после радиоактивного загрязнения почвенного покрова.

В настоящей работе исследуются закономерности латерального и радиального распределения радиоцезия в почвах агроценозов участка «Дубровка», расположенного в дальней зоне радионуклидного загрязнения. Выбранный участок формирует катенарное сопряжение, что позволяет исследовать как латеральное распределение ^{137}Cs в пределах одной агрокатены, так и вертикальное заглубление радиоцезия в почвах в зависимости от их положения в катене.

Методы

Для понимания в целом ландшафтно-радиационной обстановки на модельном участке «Дубровка» построена растровая карта (рис. 1), на которой отображены следующие элементы: данные по плотности загрязнения ^{137}Cs (использована черно/белая равномерная шкала с шагом 0.04 Ки/км^2), высотные уровни рельефа с сечением горизонталей 3 м, а также линия профиля «Дубровка». Одновременно отображены линии тока, указывающие на зоны выноса, транзита и аккумуляции ^{137}Cs .

На агроландшафтной катене (рис. 2) представлен следующий набор параметров, характеризующих радиационную обстановку: 1) данные по площадному загрязнению ^{137}Cs (результаты аэрогаммасъемки (АГ) на 1993 г., Ки/км^2) пересчитанные на детальную сетку $25 \times 25 \text{ м}$; 2) данные МЭД (измерены в локальных точках, мкР/ч); 3) данные по радиальному распределению ^{137}Cs в пахотном горизонте (удельная концентрация радиоцезия до глубины 40 см, Бк/кг).

Агроландшафтная катена характеризуется также набором ландшафтных параметров с выделением морфологической части ландшафта (склон, вершина и т. д.), морфологической диагностики структуры почвенного покрова, учитывающей степень ее эродированности, а также данными по типам угодий на 2017 год. Выделено 4 пикета, где отбирались пробы (общим числом 29) или проводилось измерение МЭД (в 5-и кратной повторности). Данные измерения МЭД, как и интерполированные значения загрязнения ^{137}Cs , также отмечены на профиле в виде пунктирной линии.

Измерение радионуклидного состава проб почвы проводилось прямым (недеструктивным) методом на низкофоновом гамма-спектрометрическом комплексе с многослойной пассивной защитой с детектором из особо чистого германия BEGe3825 фирмы

«Canberra», позволяющий регистрировать гамма-кванты с энергией от 5 КэВ до 3 МэВ. Минимально измеряемая активность за 3600 сек. по Cs-137 не хуже 0.1 Бк/пробу.

Результаты

Ландшафтные условия района исследований подробно рассмотрены в работах [2, 7]. Агрокатена «Дубровка» в направлении юго-запад – северо-восток пересекает выпуклый склон юго-западной экспозиции ландшафтов предополья, расположенных на правом коренном берегу р. Выжеребка (рис. 1).

Система координат выбрана необычным образом – по X и Y отмечено расстояние от 4-го аварийного блока ЧАЭС (источник выброса ^{137}Cs) в километрах. Таким образом, участок Дубровка расположен от ЧАЭС на удалении: по широте – 184.5–185.5 км, по долготе – 167.0–168.2 км. Плотность загрязнения ^{137}Cs по результатам АГ в 1993 г. на участке «Дубровка» варьировала в интервале значений 0.08–0.44 Ки/км². Таким образом, на данном участке уровень радиоактивного загрязнения незначительно превышает уровень глобальных выпадений ^{137}Cs , который на 1985 г. составлял в среднем около 0.036 Ки/км² (1.3 кБк/м²) [4].

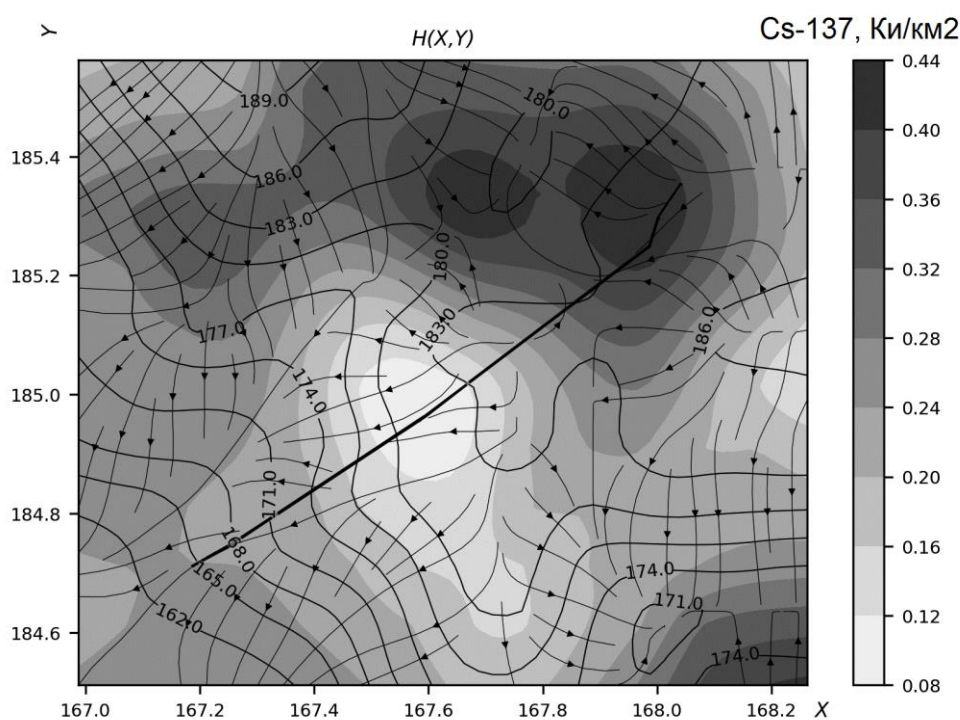


Рис. 1. Векторное поле линий тока латерального переноса и загрязнение ^{137}Cs (Ки/км²) по данным АГ 1993 года на профиле «Дубровка». Плотность загрязнения ^{137}Cs на 2017 г. в результате радиоактивного распада снизилась в 1.7 раз. Жирной линией выделена агрокатена «Дубровка»

О характере эрозионных процессов можно судить по результатам моделирования векторного поля линий тока латерального переноса на основании данных ЦМР, построенного по базе данных SRTM с разрешением 90 м (рис. 1), методом сбалансированной идентификации [9].

Агрокатена «Дубровка» берет начало в прибалочной залесенной части междуречья, пересекает пашню, залесенный участок, снова пашню и завершается небольшой

залежью перед дорогой. В целом, агрокатена «Дубровка» (рис. 1–2) разделяется на два различных по условиям латеральной миграции участка, границей которого служит небольшой участок мелколиственного леса, расположенный на водоразделе (контур 3).

Первый участок агрокатены (рис. 2, 0–400 м с перепадом высот до 1.5–2.0 м) включает три различных морфологических части ландшафта: а) пологоволнистую междуречную равнину (контур 10); б) понижение на междуречье (контур 11) и в) верхнюю часть склона междуречья (контур 12), которая ограничена залесенной балкой. Агрочувствы представлены различными разностями: агродерново-подзолистыми слабосмытыми, агросерыми лесными глеевыми, агродерново-подзолистыми и дерново-подзолистыми.

Максимальное накопление ^{137}Cs (до 0.44 Ки/км²) в почве по данным АГ, вероятнее всего, произошло в результате процессов латеральной миграции (до 76 % по сравнению со средним уровнем на агрокатене равным 0.25 Ки/км²) с распахиваемых полей, а также блокирующей роли мощного биогеохимического барьера (залесенной балки).

Данный участок агрокатены контролируется двумя пикетами. Пикет 136 характеризует зону максимального эрозионного смыва почвы в пределах пашни. Средняя удельная активность ^{137}Cs в пахотном слое 0–20 см составляет 10.4 Бк/кг. Радиальный вынос за пределы пахотного слоя (0–25 см) равен 5.6 %.

Пикет 138 характеризует целинный залесенный участок (край балки) за пределами поля в зоне аккумуляции эрозионного материала, поступившего с поля. Мощность почвенных горизонтов, загрязненных ^{137}Cs возрастает до 30 см с незначительным увеличением средней удельной активности ^{137}Cs до 11.2 Бк/кг.

Дополнительный пикет 139 – это отдельно взятая проба почвы на глубину 0–5 см в зоне аккумуляции (замкнутая западина на поле в нижней части склона) тонкой фракции эрозионного. Удельная концентрация ^{137}Cs в почве возрастает до уровня 29 Бк/кг.

Анализ данных АГ, пересчитанных на 2017 год, показывает, что средняя плотность загрязнения ^{137}Cs в этой части агрокатены за счет радиоактивного распада снизилась до уровня 0.23 Ки/км² (8.58 кБк/м²). Тогда как на пикетах 136 и 138 плотность загрязнения ^{137}Cs составляет на 2017 год соответственно 0.1 Ки/км² (3.7 кБк/м²) и 0.185 Ки/км² (6.85 кБк/м²). Предположив, что на пикете 139 (отобрана проба из слоя 0–5 см) плотность загрязнения ^{137}Cs , с удельной концентрацией 29 Бк/кг, равномерно распределена до глубины 25 см, получаем возможную оценку плотности загрязнения равную 0.27 Ки/км² (10 кБк/м²).

Несмотря на ограниченное количество точек наблюдения, можно высказать следующее предположение. Так как значения плотности загрязнения ^{137}Cs , полученные в ходе отбора проб в 2017 году, довольно близки к пересчитанным данным АГ (1993 г.) на 2017 год, то это может свидетельствовать в пользу того предположения, что основная структура поля загрязнения уже могла сформироваться в первые годы после аварии (1986–1988 гг.). В этот период могла наблюдаться существенная миграция ^{137}Cs в растворенном виде со всей площади локального водосбора, которая осаждалась на геохимическом барьере в прибалочной залесенной части междуречья. Последующая миграция ^{137}Cs в твердом виде после 1993 года, в результате водной эрозии в этой части агрокатены не внесла принципиальных изменений в структуру поля загрязнения. Разбросы в полученных значениях плотности загрязнения ^{137}Cs для пикетов характеризуют микровариабельность радионуклидного загрязнения, связанную с микрорельефом, которая не выявляется АГ с шагом измерения 100 м.

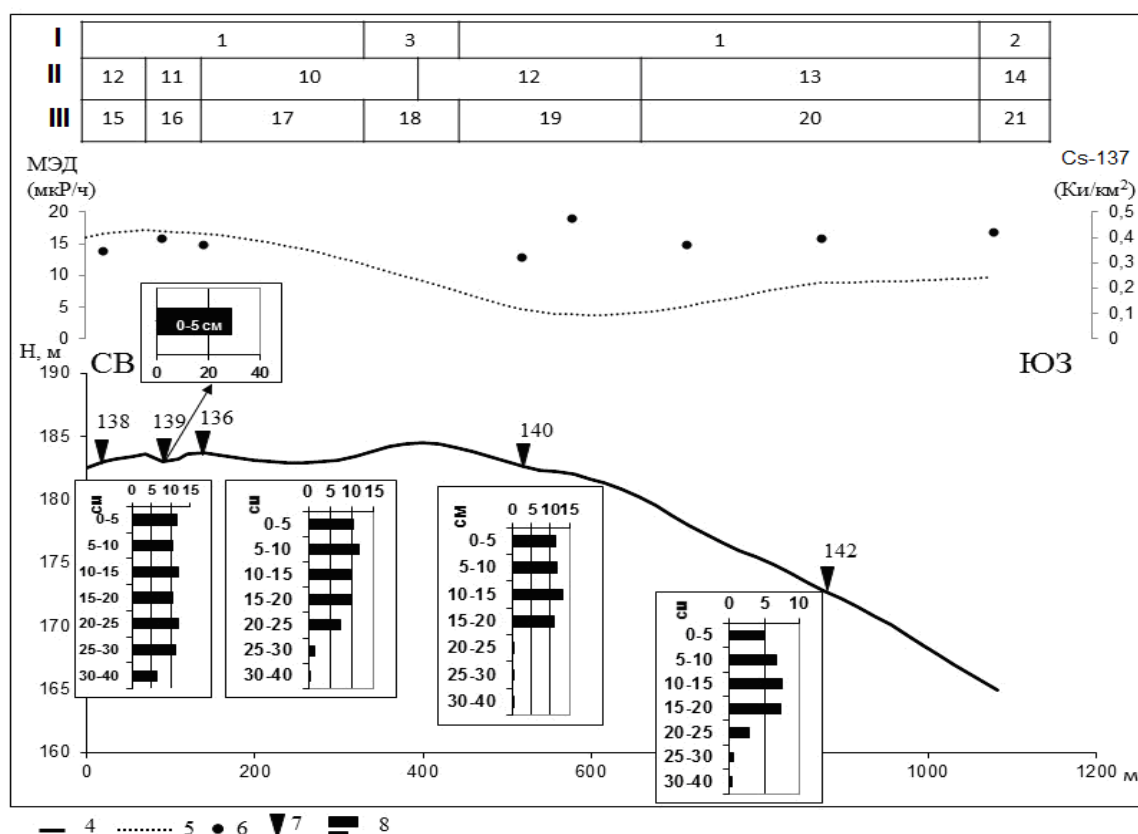


Рис. 2. Условные обозначения к профилю агрокатены «Дубровка»:
I – Угодья: 1. Пашины. 2. Залежи. 3. Леса. **II- Рельеф:** 10. Пологоволнистая междуречная равнина. 11. Понижение на междуречье. 12. Склон междуречья, верхняя часть. 13. Склон междуречья, нижняя часть. 14. Делювиальный шлейф. **III- Почвы:** 15. агродерново-подзолистые слабосмытые. 16. агросерые лесные глеевые. 17. агродерново-подзолистые. 18. дерново-подзолистые. 19. агродерново-подзолистые сильносмытые. 20. агродерново-подзолистые среднесмытые. 21. дерновые.
Прочие обозначения: 4. Линия рельефа. 5. ^{137}Cs по аэрогаммасъемке. 6. Медианное значение МЭД. 7. Точки отбора проб. 8. Удельная концентрация ^{137}Cs в пробах почвенных горизонтов, в Бк/кг

Второй участок агрокатены (рис. 2, 400–1100 м) представляет распаханый макросклон юго-западной экспозиции с перепадом высот 20 м. В геоморфологическом плане эта часть катены представляет верхнюю и нижнюю части склона междуречья, и делювиальный шлейф, пересекаемый дорогой.

Эта часть агрокатены представляет типичную зону дивергенции латеральных потоков, способствующих интенсивному эрозионному смыву почвы. Анализ карты (рис. 1) с одновременным отображением поля высот и плотности загрязнения ^{137}Cs позволяет визуальнo выявить связь радионуклидного загрязнения с рельефом. В верхней части выпуклого макросклона на высотах 179–183 м отчетливо выделяется зона минимального загрязнения радиоцезием. Таким образом, уже спустя семь лет после аварии на ЧАЭС к 1993 г. (время проведения АГ) эрозионный смыв почвы достигал таких экстремальных значений, что это было зафиксировано результатами АГ как зона минимальных уровней загрязнения ^{137}Cs (0.08–0.12 Ки/км²).

В т. 140 на основании морфологического анализа почвы установлены признаки интенсивного выноса вещества в трансэлювиальном звене агрокатены. Здесь преобладают агродерново-подзолистые сильно смытые легкосуглинистые почвы, мощность осветленного пахотного горизонта (Апах) составляет 20 см, ниже вскрыты пылеватые супеси (21–35 см) и средние суглинки (35–75... см). На всем склоне посеяна люцерна на сенаж. В середине склона (т. 142) из-за плоскостного смыва почва сильно каменистая, поскольку в почвенном профиле вскрыта морена. В почвенном профиле вскрыты следующие горизонты: Апах – до 22 см, сложенный каменистым суглинком, А2 – до 35 см, представлен пылеватым суглинком, ниже вскрывается горизонт А2В – до 40 см..., также суглинистый.

Плотность загрязнения ^{137}Cs на пикете 140 по данным отбора проб на 2017 год составляла 3.4 кБк/м² (0.09 Ки/км²). По результатам АГ в пересчете на 2017 г. загрязнение равнялось 0.075 Ки/км², что может свидетельствовать в пользу того факта, что в настоящее время данный участок агрокатены находится в квазиравновесном состоянии – баланс ^{137}Cs (в пределах 20 %) за счет прихода-расхода слабо изменился по сравнению с 1993 годом – временем проведения АГ.

Совершенно иная ситуация наблюдается на пикете 142 (нижний участок транзитной зоны). По данным отбора проб плотность загрязнения составляет 2.3 кБк/м² (0.062 Ки/км²). Тогда как по данным АГ в этой части агрокатены в пересчете на 2017 год должно было быть 0.1 Ки/км². Данное несоответствие может быть объяснено интенсивным эрозионным смывом, в результате которого загрязнение почвы ^{137}Cs за 24 года, после проведения АГ, снизилось в 1.6 раза. Удельная активность ^{137}Cs в этой части агрокатены минимальная из всех наблюдаемых значений – в верхнем слое 0–5 см составляет 5.1 Бк/кг, варьирует в диапазоне 6.8–7.4 Бк/кг в слое 5–20 см, резко снижаясь на границе плужной подошвы ниже 20 см до уровня 0.6 Бк/кг в слое 25–30 см.

Несмотря на то, что дозиметрические измерения существенно уступают спектрометрическим методам определения уровня радиоактивного загрязнения, в ряде случаев их использование может быть вполне правомерным. Например, дозиметрические методы в радиоэкологических целях были использованы для проведения исследований в районе, подвергшемся загрязнению в результате аварии на Фукусиме [11]. В данном исследовании дозиметрические измерения проводились для корректного выбора репрезентативных точек для отбора проб почвы. Однако, как показывает анализ рис. 2, явной связи измеренных МЭД с плотностью загрязнения ^{137}Cs по данным АГ не наблюдается. Вероятнее всего, это связано с недостаточным количеством измерений, а также с более значительным варьированием МЭД, измеряемым на поверхности земли. В том случае, если МЭД измеряется на высоте 1 м, площадь детектирования составляет десятки метров, что более близко по своему пространственному разрешению с АГ, равной 100x100 м.

Заключение

Данные АГ, выполненной в 1993 году, выявили наличие явно выраженных зон выноса и аккумуляции ^{137}Cs . Полевые исследования, проведенные в 2017 году, позволили детализировать характер радиальной и латеральной миграции ^{137}Cs . Выявлены зоны аккумуляции ^{137}Cs на биогеохимическом лесном барьере в прибалочной части междуречья. В результате дивергенции латеральных потоков в средней части макросклона юго-западной экспозиции плотность загрязнения ^{137}Cs в период с 1993 года (данные АГ) по 2017 год (данные отбора проб) снизилась в 1.6 раз.

Математическое моделирование линий тока латерального переноса выполнено при финансовой поддержке РФФИ: проект 20-07-00701.

Литература

1. Давыдчук В.С., Зарудная Р.Ф., Михели С.В. и др. Ландшафты Чернобыльской зоны и их оценка по условиям миграции радионуклидов. Киев: Наукова думка, 1994. 112 с.
2. Волкова Н.И. Структурно-генетический ряд ландшафтов ополей и полесий // Современные проблемы физической географии. М.: Изд-во Моск. Ун-та, 1989. С. 122–135.
3. Волкова Н.И., Мироненко И.В., Линник В.Г., Соколов А.В. Закономерности распределения ^{137}Cs в ландшафтах ополей и полесий Брянской области // Материалы XII Международной ландшафтной конференции «Ландшафтоведение: теория, методы, ландшафтно-экологическое обеспечение природопользования и устойчивого развития [Электронный ресурс]. Тюмень–Тобольск, 22–25 августа 2017 г. Тюмень: Издательство Тюменского государственного университета, 2017. Том 1. С. 266–270.
4. Воробьев Г.Т. Научно-философские основания учения о почвенном покрове: исследования // Избранные труды Брян. обл. науч. универс. б-ка им. Ф.И. Тютчева, Брян. отд-ние О-ва почвоведов им. В.В. Докучаева. Брянск: БОНУБ, 2013. 444 с.
5. Линник В.Г. Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов. М.: РАН. 2018. 372 с.
6. Линник В.Г., Соколов А.В., Мироненко И.В. Паттерны ^{137}Cs и их трансформация в ландшафтах ополья Брянской области // Современные тенденции развития биогеохимии. (Тр. Биогеохим. Лаб., Т.25). М.: ГЕОХИ РАН, 2016. С.423–434.
7. Линник В.Г., Мироненко И.В., Волкова Н.И., Соколов А.В. Ландшафтно-биогеохимические факторы трансформации поля загрязнения Cs-137 в Брянской области // Геохимия, 2017. № 10. С. 891–906.
8. Липатов Д.Н., Манахов Д.В., Вежливецва Л.А. Пространственное распределение и миграция радиоцезия в почвах агроландшафтов Тульской области // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин / под ред. Мигунов В.И., Трапезников А.В. Екатеринбург. 2006. Вып. 9. С. 334–358.
9. Соколов А.В., Волошинов В.В. Выбор математической модели: баланс между сложностью и близостью к измерениям // International Journal of Open Information Technologies, 2018. 6(9). С. 33–41.
10. Golosov V., Ivanov M. Quantitative Assessment of Lateral Migration of the Chernobyl-Derived ^{137}Cs in Contaminated Territories of the East European Plain. In: Konoplev A., Kato K., Kalmykov S. (eds) Behavior of Radionuclides in the Environment II. Springer, Singapore. 2020. P. 195–226.
11. Hinton Th.G., Byrne M.E., Webster S., Beasley J.C. Quantifying the spatial and temporal variation in dose from external exposure to radiation: a new tool for use on free-ranging wildlife // Journal of Environmental Radioactivity, 2015. 145. P. 58–65.
12. Korobova E., Romanov S., Baranchukov V., Berezhkin V., Korotkov A., Dogadkin N. Specificity of the ^{137}Cs distribution in arable elementary landscape-geochemical system contaminated during the accident at the Chernobyl NPP // Applied Geochemistry, 2019. 109. 104394 (электронная версия) <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2019.104394>

RADIAL AND LATERAL DISTRIBUTION OF ^{137}Cs IN SOILS OF THE DUBROVKA LANDSCAPE AGROCATENA (BRYANSK REGION) 31 YEARS AFTER THE CHERNOBYL ACCIDENT

Linnik V.G., Mironenko I.V., Borisov A.P., Ivanitsky O.M., Sokolov A.V., Fedin A.V.

The study of the radial and lateral distribution of ^{137}Cs in agrocatenes serves as an effective way to assess the direction and intensity of biogeochemical transport of substances in the landscape. The studies on agrocatena «Dubrovka» allowed to estimate the intensity of lateral transfer within agrocatenosis. Zones of ^{137}Cs accumulation in the biogeochemical forest barrier in the lower part of the

slope were identified. As a result of divergence of lateral flows in the middle part of the southwestern exposure macroslope, the density of ^{137}Cs contamination decreased 1.6 times in the period from 1993 (AG survey data) to 2017 (sampling data).

Keywords: soil, lateral migration, radial migration, Cs-137, Chernobyl.

УДК: 550.424.4:504.53

ГЕОХИМИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ МИГРАЦИИ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В АЛЛЮВИАЛЬНЫХ ПОЧВАХ НИЖНЕГО ДНЕСТРА

Т.Г. Лях

*Институт почвоведения, агрохимии и охраны почв "Николае Димо",
Кишинев, Молдова, e-mail: tamaraleah09@gmail.com*

В работе представлены результаты определения тяжелых металлов (Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Pb, Cd) в аллювиальных слоистых орошаемых почвах поймы нижнего Днестра. Содержание валовых и подвижных форм тяжелых металлов ниже, чем в среднем по почвах Молдовы, это подтверждает гипотезу, что почвы не загрязнены этими элементами. Установлено также, что тяжелые металлы накапливаются в гумусо-аккумулятивном горизонте, а также вымываются в нижележащие слои почвы. На характер их миграции большое влияние оказывают свойства самих почвы. После длительного орошения в почвах проявились устойчивые связи с гранулометрическим составом и органическим веществом. Геохимические показатели экологического состояния аллювиальных орошаемых почв показали, что существенных изменений в их состоянии не произошло.

Ключевые слова: аллювиальные почвы, миграция, тяжелые металлы, валовые и подвижные формы металлов.

Введение

Аллювиальные почвы относятся к синлитогенным почвам, почвообразование которых протекает в них одновременно с формированием почвообразующих пород: с аккумуляцией свежего минерального материала [1]. Его постоянное поступление на поверхность почвы: ограничивает формирование почвенного профиля; приводит к постоянному омолаживанию субстрата; вызывает рост почвенного профиля вверх и погребение ранее сформировавшихся горизонтов. В результате накопления материала часто различного гранулометрического состава формируется толща различной мощности и разной степени слоистости, в которой и осуществляется современное почвообразование [2–4].

Аллювиальные почвы нижнего Днестра формируются в условиях поёмного режима – регулярного отложения на поверхности поймы слоев свежего речного аллювия разного гранулометрического состава и мощностью. Для большинства аллювиальных почв характерен профиль, состоящий из органогенного или гумусового горизонта, постепенно сменяющегося слоистой толщей (с погребенными гумусовыми горизонтами), либо сочетающегося с глеевым, а также горизонтами гидрогенной аккумуляции железа и карбонатов [8].

Почвы пойменных ландшафтов являются неотъемлемым компонентом очень сложных и продуктивных экосистем. Сложность процесса почвообразования, его высокий динамизм, специфика водного питания, существенное влияние интразональных факто-

ров (аллювиальных и пойменных процессов) являются основными причинами слабой изученности пойменных экосистем с почвенно-агрохимических и геохимических позиций [9].

Наиболее плодородными являются аллювиальные луговые почвы центральной поймы. Плодородие аллювиальных луговых почв, как правило, выше по сравнению с зональными почвами водоразделов, благодаря лучшему обеспечению влагой и элементами питания и лучшей оструктуренности [10, 11]. Поэтому их используют, в первую очередь, под наиболее требовательные к условиям питания и увлажнения культуры: овощные, плодово-ягодные, кормовые и др. С этой точки зрения появляется интерес в изучении тяжелых металлов в аллювиальных орошаемых почвах.

Цель исследования – определить геохимическую закономерность миграции и накопления тяжелых металлов (Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb,) в аллювиальных почвах Нижнего Днестра, орошаемых в течение 30 лет.

Методы и объекты исследований

При выполнении задач поставленной цели данной работы, использовались общепринятые полевые методы проведения почвенных исследований, методы физико-химических и геохимических лабораторных анализов. Определение тяжелых металлов (Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb,) проводили методом атомно-абсорбционной спектrophотометрии на приборе САТУРН-4, который обеспечивает необходимую точность определения. Методы (стандарты) определения тяжелых металлов – согласно ДСТУ 4770.1-4770.5: 2007 для Украины. В качестве объекта исследования послужила аллювиальная слоистая почва, слаборазвитая, среднесуглинистая, слабогумусная, пахотная, орошаемая. Ключевой участок расположен в нижнем течении р. Днестра, около с. Копанка, Каушанский р-н. Данный выбор обусловлен и тем, что здесь проводятся исследования по мониторингу ирригационных почв, что дает возможность оценить экологическое состояние данного региона.

Результаты исследований

Пойменные почвы Республики Молдова занимают площадь 117270 га [14]. Площадь сельскохозяйственных земель в поймах составляет 54800 га или 8,8 % от общей площади сельскохозяйственных угодий [12]. Данные почвы характеризуются наиболее динамичным развитием, обусловленным, как естественными, так и антропогенными факторами. Почвенный покров поймы Днестра отличается пестротой в пространстве и динамичностью во времени. Аллювиальные слоистые почвы занимают небольшую территорию (2,54 %), это примитивные или слаборазвитые, со слабо выраженным гумусово-аккумулятивным горизонтом, суглинистого гранулометрического состава (около 40 см), подстилаемым слоистыми отложениями пойменной фации, различного гранулометрического состава. Почвы, морфологически отличаются только наличием незначительных признаков глеевого процесса в почвообразующем горизонте и более высоким содержанием глинистых (42 %) и илистых (20 %) частиц (таб. 1).

По всему профилю аллювиальная почва среднекарбонатная (карбонаты – 8,4–9,9 %); среднещелочная (рН = 8,0 – 8,3). Среднее содержание гумуса в гор. Ahp – 1,56 %, что указывает на слабое содержание органического вещества в почве. Наибольшее содержание суммы поглощенных оснований находится в гумусового – аккумулятивном горизонте (20,2 мг·экв) и погребенном гумусовом слое IIIAh (31,2 мг·экв/100 г почвы). Физико-химические свойства аллювиальной слоистой почвы приведены в таб. 2.

Таблица 1

Некоторые водно-физические свойства аллювиальной почвы

Горизонты (слои)	Глубина, см	Гигроскопичность, %	*КГ, %	Плотность, г/см ³	Содержание фракций, %	
					< 0,001 мм	< 0,01 мм
Ahp1	0–20	3,0	4,1	2,60	17,2	33,4
Ahp2	20–40	3,2	4,3	2,61	15,7	34,6
I	40–58	2,6	3,7	2,63	14,0	31,1
II	58–71	3,4	3,5	2,66	10,6	29,1
III Ah	71–98	4,8	6,1	2,69	20,5	42,0
IV	98–120	1,9	2,8	2,68	11,2	24,7
V	120–140	1,3	1,9	2,70	13,0	25,0
VI	140–160	3,3	4,4	2,69	18,0	35,5
VII	160–200	1,1	1,6	2,71	9,3	24,0

* КГ – Коэффициент гигроскопичности

Таблица 2

Физико-химические свойства аллювиальной почвы

Горизонты (слои)	Глубина, см	pH	CaCO ₃ , %	Гумус, %	Ca ²⁺	Mg ²⁺	ΣCa ²⁺ +Mg ²⁺
					мг·экв./100 г почвы		
Ahp1	0–20	8,0	8,3	1,92	17,2	3,6	20,8
Ahp2	20–40	8,1	9,1	1,21	18,0	1,6	19,6
I	40–58	8,2	9,9	1,06	16,0	3,2	19,2
II	58–71	8,2	8,6	0,35	8,4	2,0	10,4
III Ah	71–98	8,2	9,1	1,57	24,0	7,2	31,2
IV	98–120	8,2	8,8	0,25	8,6	7,8	10,4
V	120–140	8,1	8,5	0,25	6,4	3,6	10,0
VI	140–160	8,3	8,4	0,30	13,2	2,8	16,0
VII	160–200	8,3	8,5	0,20	6,4	2,0	8,4

Аллювиальная почва в верхней часть (0–71 см) незасолена, а в нижней – слабозасолена, содержание солей 0,406–0,360 % (таб. 3).

Таблица 3

Содержание солей и уровень засоленности аллювиальной почвы

Горизонты (слои)	Глубина, см	Содержание солей, %		Уровень засоленности	Тип засоления
		общее	токсичные		
Ahp1	0–20	0,128	0,037	не засоленный	хлоридный
Ahp2	20–40	0,116	0,051	-*-	сульфатно-хлоридный
I	40–58	0,113	0,046	-*-	-*-
II	58–71	0,102	0,043	-*-	-*-
III Ah	71–98	0,406	0,150	слабо засоленный	сульфатный
IV	98–120	0,404	0,112	-*-	-*-
V	120–140	0,294	0,094	-*-	-*-
VI	140–160	0,330	0,131	-*-	-*-
VII	160–200	0,360	0,140		

Распределение микроэлементов по профилю аллювиальной почвы коррелирует с изменением физической глины, гумуса, pH и суммой поглощенных оснований.

Расчет запаса микроэлементов в профиле аллювиальной почвы, проведенный с учетом мощности генетических горизонтов (слоев), объемной массы и содержания в них изучаемых элементов, показывает, что как отдельные генетические горизонты, так и весь профиль по валовым и подвижным формам микроэлементов имеют более низкие показатели по сравнению с неорошаемых почвами [13]. Эти различия по содержанию микроэлементов составляют соответственно 1,3–4,5 и 1,4–2,8 раза.

Определенная закономерность наблюдается в распределении тяжелых металлов по генетическим горизонтам профиля аллювиальной почвы. В гумусово-аккумулятивном горизонте (0–40 см) аллювиальных почв содержится около 20–30 % тяжелых металлов от общего их запаса в профиле, в подпахотных слоях – 10–20 %. Таким образом, в аллювиальных почвах около 50 % запаса как валовых, так и подвижных форм тяжелых металлов сконцентрировано в верхней части профиля (таб. 4 и таб. 5).

В глубоких слоях профиля по сравнению с гумусово-аккумулятивным горизонтом почва имеет более низкое содержание микроэлементов. Причиной подобного распределения содержания микроэлементов в профиле аллювиальной почвы является ее слоистость, вызванная специфическими условиями почвообразования.

Таблица 4

Содержание валовых форм тяжелых металлов в аллювиальной почве, мг/кг

Горизонты (слой)	Глубина, см	Cr	Mn	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
Ahp1	0–20	86,6	500	8,8	20,0	19,2	44,43	0,96	10,3
Ahp2	20–40	115,0	470	9,3	21,1	18,3	42,15	0,91	8,8
I	40–58	63,2	406	8,5	11,8	10,5	30,05	0,63	9,2
II	58–71	28,2	232	6,4	10,0	15,3	20,23	0,51	6,5
III Ah	71–98	102,6	748	11,3	12,6	15,0	41,54	1,35	14,2
IV	98–120	35,4	222	5,5	10,7	5,2	23,63	0,40	3,4
V	120–140	40,9	183	6,4	10,8	4,0	17,14	0,39	3,5
VI	140–160	60,6	332	9,5	11,2	5,8	22,35	0,44	7,9
VII	160–200	39,6	150	6,0	10,6	3,1	16,31	0,38	2,5
Среднее / Пределы [5] содержания валовых форм в почвах Молдовы		91/ 25–145	790/ 150–2250	13/ 4–18	39/ 5–75	32/ 2–400	71/ 10–66	0,4/ 0,2–0,8	20/ 5–30

Таблица 5

Содержание подвижных форм тяжелых металлов в аллювиальной орошаемой почве, мг/кг

Горизонты (слой)	Глубина, см	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Cd	Pb
Ahp1	0–20	2,54	74,6	4,6	0,64	1,16	1,24	1,90	0,30	0,13
Ahp2	20–40	1,96	59,1	6,9	0,79	1,16	1,94	1,33	0,27	0,17
I	40–58	1,07	62,5	11,9	1,16	2,98	1,45	0,47	0,20	0,14
II	58–71	1,32	48,4	24,6	0,99	1,16	1,03	0,95	0,23	0,33
III Ah	71–98	1,54	89,8	10,5	1,38	1,87	1,39	1,07	0,34	0,68
IV	98–120	1,67	49,2	23,9	0,82	0,46	0,32	3,48	0,20	0,16
V	120–140	0,57	43,6	31,3	0,89	0,10	0,10	2,78	0,14	0,22
VI	140–160	1,80	66,8	37,9	0,31	0,46	0,14	1,54	0,22	0,29
VII	160–200	0,51	50,6	49,2	0,45	0,81	1,15	1,75	0,13	0,15
Среднее / Пределы [5] содержания подвижных форм в почвах Молдовы		0,91/ 0,01–1,90	2,4/ 0,4–195	-	1,3/ 0,1–4,7	0,8/ 0,1–1,5	1,6/ 0,1–60	1,4/ 0,1–4,9	0,04/ 0,01–0,3	0,4/ 0,01–0,6

В целом, подвижность тяжелых металлов в горизонтах Ahr профиля аллювиальной почвы несколько выше, по сравнению с неразвитыми слоями, что связано со слабой обеспеченностью их органическими веществами и способностью тяжелых металлов мигрировать по почвенному профилю в составе органоминеральных комплексов. Однако, подвижность микроэлементов по профилю аллювиальных почв изменяется неравномерно, что также обусловлено слоистостью профиля данных почв и значительным участием в их формировании аллювиальных процессов.

По способности к накоплению в генетических горизонтах Ahr аллювиальных почв валовые формы микроэлементов располагаются в следующий ряд: $Mn > Cr > Ni > Cu > Co > Zn > Pb > Cd$, а подвижные – $Mn > Cr > Ni > Pb > Cu > Zn > Co > Cd$.

Данные почвы характеризуются накоплением валовых форм цинка и меди, а также подвижной формой марганца в 0–98 см слое. Эти элементы образуют легкоподвижные органические комплексы с органическим веществом и легко вымываются из почвы. Этот процесс усиливается спецификой гидрологии этих почв, характеризующейся промывным водным режимом [6].

Одной из характерных особенностей аллювиальных почв является слабая выраженность иллювиальных процессов [7]. Коэффициент иллювиальности валового содержания и количества подвижных форм микроэлементов колеблется в пределах от 0,46 до 1,27. Данное обстоятельство косвенно свидетельствует о биогенной активности данных почв. В целом по способности к биогенной аккумуляции в гумусовом горизонте аллювиальных почв валовые формы тяжелых металлов располагаются в убывающем ряду: $Mn > Cr > Zn > Ni > Cu > Pb > Co > Cd$, подвижные – $Cu > Mn > Co > V > Zn > Mo$.

Изучение тяжелых металлов показало, что нет четкой закономерности их распределения и накопления по профилю аллювиальных слабообразованных почв. Характерной особенностью тяжелых металлов состава профилей аллювиальных почв является сравнительно высокое содержание как валового количества, так и подвижных форм элементов в верхнем, гумусовом горизонте, что связано с их биогенной аккумуляцией. Однако природа формирования состава, в том числе и элементного, этих почв имеет свои особенности. Поступление тяжелых металлов из почвенно-грунтовых вод нарушает чисто биогенное распределение микроэлементов. В зависимости от степени гидрогенной аккумуляции и уровня грунтовых вод возможен самый разнообразный характер распределения микроэлементов: совпадение биогенного и гидрогенного распределения, преобладание той или другой формы аккумуляции на разных глубинах в почве. В горизонтах испарения капиллярных токов от грунтовых вод происходит выпадение микроэлементов и их накопление [10–14].

Одной из существенных особенностей распределения тяжелых металлов по профилю рассматриваемых почв является сравнительно высокая концентрация большинства валовых и подвижных форм элементов в погребенной почве (71–98 см, ШAh), что связано с вымыванием их из верхних горизонтов профиля, дополнительным поступлением с почвенно-грунтовыми водами и высоким содержанием органического вещества, участвующего в закреплении элементов.

С другой стороны, несмотря на слоистое строение профиля аллювиальных почв, в них все же наблюдается общая закономерность в распределении тяжелых металлов, выражающаяся в уменьшении их количества сверху вниз с двумя максимумами – в гумусово-аккумулятивном и иллювиальном горизонтах. Здесь имеет место влияние иллювиального процесса, усиливающегося промывным водным режимом почв.

Заключение

В заключение подчеркнем важность оптимизации комплексного подхода к использованию, охране и приумножению природных богатств пойм, учитывая их огромную роль в жизни человека с древнейших эпох и до настоящего времени. Прежде всего, этот подход должен быть дифференцированным, основанным на ландшафтно-экологических особенностях выделенных типов, подтипов, вариантов и видов пойменных земель с соблюдением оптимального соотношения луга, пашни, леса и воды в каждой структурной части пойм и на каждом их отрезке по течению реки.

Эти выделы пойменных земель характеризуются определенной ландшафтно-экологической однородностью и одинаковым по направлению сельскохозяйственным, лесохозяйственным, рекреационными, другими видами использования. Такой подход к использованию пойменных земель с учетом их ландшафтно-экологических особенностей будет способствовать восстановлению природных ресурсов и повышению биопродуктивности пойм, улучшению экологической обстановки не только в речных долинах, но и на прилегающих к ним территориях.

Полученные экспериментальные результаты позволяют разработать экологически безопасные технологии рационального использования и охраны пойменных почв в интенсивном лугопастбищном хозяйстве и освоении под пашню, при усилении гидро-мелиоративного и агрохимического воздействия.

Литература

1. Алексеев В.Е. Минералогия почвообразования в степной и лесостепной зонах Молдовы: диагностика, параметры, факторы, процессы. Кишинев, 1999. 241 с.
2. Алексеев В.Е., В.В. Чербарь, Г.Г. Стегэреску, А.Н. Бургеля. Аллювиальная почва притеррасной поймы Днестра и стагниковый чернозем: природные резервы калия по минералогическим показателям // Почвоведение и агрохимия, 2016. № 1(56). С. 86–92.
3. Ахтырцев Б.П. Микроэлементы в почвах пойменных лесов ЦЧО // Почвоведение и проблемы сельского хозяйства. Микроэлементы в почвах европейской части РСФСР. Воронеж: Изд-во ВГУ, 1973. С. 56–66.
4. Ахтырцев Б.П. Поймы рек. Воронежские дали. Воронеж: Изд-во ВГУ, 1976, С. 80–83.
5. Кирилук В.П. Микроэлементы в компонентах биосферы Молдовы. Chişinău: Pontos, 2006, С. 27–31.
6. Мартынов А.В. Изменение свойств аллювиальных почв после крупного паводка на примере среднего течения р. Амур // Современные проблемы науки и образования. 2016, № 3; <http://www.science-education.ru/ru/article/view?id=24747> (дата обращения: 01.05.2020)
7. Мартынов А.В. Содержание и распределение биофильных микроэлементов в аллювиальных почвах пойм крупных рек Зейско-Селемджинской равнины. Фундаментальные исследования. 2014, № 6–4, С. 771–775; <http://www.fundamental-research.ru/ru/article/view?id=34237> (дата обращения: 20.04.2020).
8. Подымов Б.П. Почвы поймы Днестра и принципы их мелиорации. Кишинев: Штиинца. 1976, 100 с.
9. Яблонских Л.А. Ландшафтно-экологическая типология пойменных земель лесостепи. Вестник ВГУ. Серия химия, биология. 2001, № 2, С. 172–177.
10. Leah T., Cerbari V., Baliuk S., Zakharova M., Nosonenko O. Physical properties features of alluvial irrigated soils of Dniester and Dnieper river basins // Scientific Papers. Series A. Agronomy. Vol. LXI, 2018 (1), P. 90–95. Bucharest, 2018. ISSN 2285-5785, ISSN CD-ROM 2285-5783, ISSN Online 2285-5807, ISSN-L 2285-5785. International Conference "Agriculture for Life, Life for Agriculture", UASVM, Bucharest, 7–9 June 2018.
11. Leah T. Solurile aluviale înțelenite din lunca Nistrului de Jos: situația ecologică și managementul durabil. *Lucrări științifice*, Vol. 52(1). // Agronomie și Agroecologie. Mater. Simpoz. Științific

Internațional ”85 ani ai Facultății de Agronomie – realizări și perspective”. UASM. Chișinău, 4–6 octombrie, 2018, P. 398–403. ISBN 978-9975-64-301-6.

12. Leah T., Cerbari V. Caracteristica solurilor aluviale hidromorfe din lunca Nistrului // Hydro-power impact on river ecosystem functioning. Proceedings of the International conference (Tiraspol, Moldova, Oct. 8–9, 2019). Ed. Ilya Trombistky. Tiraspol, 2019, P. 221–224. ISBN 978-9975-56-690-2.

13. Zakharova M., Baliuk S., Leah T., Cerbari V. Agrochemical characteristics and fertility of alluvial irrigated soils of Ukraine and Moldova // Scientific Papers. Series A. Agronomy. Vol. LXI, 2018 (2), P.58–64. Bucharest, 2018. ISSN 2285-5785, ISSN CD-ROM 2285-5783, ISSN Online 2285-5807, ISSN-L 2285-5785.

14. Monitoringul calității solurilor Republicii Moldova (Baza de date, concluzii, prognoze, recomandări). Chisinau: Pontos, 2006. P. 27–31.

GEOCHEMICAL CONDITIONS OF HEAVY METALS MIGRATION IN ALLUVIAL SOILS OF THE LOWER DNIESTER

T. G. Leah

The paper presents the determination results of heavy metals (Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Pb, Cd) in alluvial irrigated soils of the Lower Dniester floodplain. The content of total and mobile forms of heavy metals is lower than the average for Moldova's soils, this confirms the hypothesis that soils are not contaminated with these chemical elements. It has been established that heavy metals accumulate in the humus-accumulative horizon and are also washed out into the underlying soil layers. The nature of their migration is greatly influenced by the properties of the soil itself. After prolonged irrigation, the soil showed stable bonds with particle size distribution and organic matter. Geochemical indicators of the ecological state of alluvial irrigated soils that no significant changes in soil conditions have been identified.

Keywords: alluvial soils, migration, trace elements, content.

УДК 631.41

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В АЛЛЮВИАЛЬНЫХ ПОЧВАХ С РАЗНОЙ ТЕХНОГЕННОЙ НАГРУЗКОЙ

Л.В. Переломов¹, Д.Л. Пинский², Л.М. Дмитраков²,
И.В. Переломова³, Ю.М. Атрощенко¹

¹Тульский государственный педагогический университет им. Л.Н. Толстого,
Тула, Россия, e-mail: perelomov@rambler.ru

²Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН, Пушкино,
Московская область, Россия

³Тульский государственный университет, Тула, Россия

Изучено содержание и распределение ряда тяжелых металлов в естественных и пахотных аллювиальных почвах р. Упа и р. Ока с разной техногенной нагрузкой. Максимальное количество большинства тяжелых металлов в аллювиальных дерновых насыщенных почвах поймы Оки характерно для прирусловой поймы. Показано, что, несмотря на удаленность от промышленных источников эмиссии тяжелых металлов, пойменные почвы Оки могут аккумулировать значительное количество Zn и Fe в результате привноса наилка. В почвах притеррасной поймы увеличивается содержание подвижных форм Mn и валового Fe. В аллювиальных луговых поч-

вах Упы, располагающихся на окраине индустриально-развитого города, содержание большинства тяжелых металлов, за исключением Zn и Fe, находится в пределах установленных нормативов и Кларка. В верхнем слое естественной аллювиальной почвы отмечены наиболее высокие концентрации Mn и Fe, что может свидетельствовать об их аккумуляции из выпадений металлургического комбината. В пахотной почве верхний слой содержит максимальные валовые количества всех элементов, за исключением Pb. Самые высокие концентрации подвижных форм всех элементов (за исключением Zn) наблюдаются в верхнем слое почв естественного сложения. Сельскохозяйственное освоение может служить причиной изменения характера распределения валовых и подвижных форм элементов по профилю почвы.

Ключевые слова: тяжелые металлы, аллювиальные почвы, химические свойства почв, физические свойства почв, геохимический баланс.

Введение

Пойменные почвы имеют большое экономическое и экологическое значение. Аллювиальные почвы, как правило, обладают более высоким плодородием по сравнению с зональными почвами благодаря лучшему обеспечению влагой, элементами питания и лучшей оструктуренности, поэтому их интенсивно используют в сельском хозяйстве, в первую очередь, для выращивания наиболее требовательных к условиям питания и увлажнения культур. При нормированном внесении удобрений, поливе и соблюдении рациональной агротехники в пойменных хозяйствах Нечерноземной зоны России получают высокие урожаи: овощей – 50–60 т/га, картофеля – 25–27 т/га, кормовых корнеплодов – 50–65 т/га, зеленой массы кукурузы – 50–70 т/га, моркови – 60–65 т/га, сена – 6–8 т/га [8].

Специфику аккумуляции тяжелых металлов (ТМ) в аллювиальных почвах определяют особенности их генезиса, такие как нахождение в подчинённом ландшафте, действие аллювиального процесса, подстиление карбонатными породами. В пахотных почвах на данные процессы оказывают влияние водные мелиорации, внесение высоких доз минеральных и органических удобрений, средств химической защиты растений. Несмотря на незначительный объем, которые занимают аллювиальные почвы в структуре сельскохозяйственных угодий (4,9 %) и пашни (0,6 %) [13], их использование имеет особое значение вблизи крупных городов, где пойменные почвы являются важным местным источником овощных культур. Однако, в связи со значительной техногенной эмиссией вредных веществ, пригородные и городские аллювиальные сельскохозяйственные почвы должны быть объектами постоянного экологического мониторинга.

Целью данной работы являлось изучение содержания и распределения общего содержания и подвижных форм тяжелых металлов в аллювиальных почвах р. Упа и р. Ока, подверженных различной техногенной нагрузке.

Объекты и методы исследования

В качестве пойменных почв с низкой техногенной нагрузкой были изучены аллювиальные дерновые насыщенные почвы р. Ока к востоку от города Пущино, удаленные на значительное расстояние от источников эмиссии тяжелых металлов. Через всю мелиорированную пойму Оки был заложен геоморфологический профиль и исследования были проведены на участках, отвечающих локализации прирусловой, центральной и притеррасной поймы. Подробная характеристика почв приведена в работах Дмитракова Л.М. и др. [4]. Изучение содержания и распределения ТМ в аллювиальных луговых почвах с высокой техногенной нагрузкой проводилось на двух участках в пойме реки Упы на окраине города Тулы. Один участок занят естественной луговой растительностью, местами периодически переувлажняется. Другой участок представлен сельскохо-

зайственной почвой, используемой для выращивания пропашных овощных культур. Участки расположены в непосредственной близости друг от друга, на расстоянии около 3 км от металлургического комбината.

Смешанные образцы почв из различных слоев (0–20 см, 20–40 см и 40–60 см) отбирались методом конверта, из пяти точек – один образец. Образцы высушивались до воздушно-сухого состояния, освобождались от корней, пропускались через сито с диаметром ячеек 1 мм. Общие физические и химические свойства образцов почв (табл. 1) определялись с использованием стандартных методов, принятых в отечественном почвоведении [1]: гумус – по Тюрину, рН солевой – потенциометрически, гидролитическая кислотность – по Каппену, подвижные фосфор и калий – по Кирсанову, поглощенные основания – по Блэку. Гранулометрический состав исследовали методом пипетки (вариант Качинского) с подготовкой почвы к анализу пирофосфатным методом по Долгову и Личмановой [1]. Пробоподготовку почв для определения общего содержания ТМ проводили по методу, описанному Гелетюк и Золотаревой [3] последовательной обработкой навески пробы концентрированными кислотами HF, HNO₃ и HCl после минерализации образца в муфельной печи. Извлечение подвижных форм ТМ осуществляли ацетатно-аммонийным буферным раствором с рН 4,8 [1]. Определение концентраций ТМ в растворах проводили методом атомно-абсорбционной спектроскопии с пламенной и электротермической атомизацией проб.

Результаты и их обсуждение

Характеристика баланса тяжелых металлов на исследованной территории

Сопоставление содержания ТМ в атмосферных осадках и речном стоке, выполненное Б.Н. Золотаревой для Верхнеокского бассейна [6] показывает, что, в целом, поступление Cu, Zn, Ni, Cd на изученной территории с атмосферными осадками почти в 2 раза ниже их выноса с речным стоком, а баланс Pb близок к нулю. Поступают ТМ в бассейн преимущественно в растворимой форме, а выносятся, главным образом, со взвешенным веществом. При этом региональные модули атмосферных выпадений Mn и Cu близки к глобальным, а модули выпадений Zn, Ni, Pb, Cd – в 1,5–3 раза выше глобальных.

Сравнение основных составляющих приходной части геохимического баланса тяжелых металлов на уровне типичного для изученной территории агропроизводственного ландшафта (поступление элементов с жидкими и твердыми осадками, удобрениями, без учёта поступления с пожнивными остатками и опадом, посевным материалом, известковой мукой) с потерями микроэлементов за счёт различных миграционных процессов также показывает, что, в целом, сложившийся баланс отрицательный, за исключением Zn. За счёт специфических агрогенных источников ТМ в пахотные почвы возможно поступление на 1 м²: 256–542 мг Fe, 28–53 мг Mn, 23–47,5 мг Zn, 2,3–4,6 мг Ni, 0,6–2 мг Pb и 0,05–0,23 мг Cd. При этом поступление ТМ в агроландшафт составляет от 13 % для Mn до 50–70 % для остальных элементов от их суммарного выноса из агроценоза. В тоже время с учётом вышеперечисленных недостающих статей, баланс практически для всех элементов, кроме Fe, Cu, Pb и частично Ni становится положительным. Для агроэкосистем, где выращиваются зерновые и технологическая эрозия отсутствует, баланс Cr, Ni и Zn положительный, Mn, Cu и Co – отрицательный, Pb – приблизительно нулевой, либо в отдельные годы – положительный. Восполнение потерь ТМ в почве за счёт внесения минеральных удобрений не превышает 15–35 % от суммарных потерь агроэкосистемой [14].

Для предприятий чёрной металлургии, характерных для города Тулы, типоморфными металлами техногенной аномалии являются: Ni, Mn, Pb, Cu, Zn. В промышленных узлах Тулы и Новомосковска плотность выпадения пыли, и, соответственно, аэро-

зольный поток ТМ превышает региональный фон более чем в 3 раза [6]. Наиболее контрастные геохимические аномалии в почвах г. Тулы характерны для элементов первого класса экологической опасности: Pb, Zn и Hg. Ореолы с максимальными уровнями загрязнения почв в основном находятся в правобережной части города и приурочены к промышленным предприятиям машиностроительного профиля и крупным транспортным магистралям города [7].

Содержание и распределение тяжелых металлов в аллювиальных дерновых почвах Оки

Изученные аллювиальные дерновые почвы Оки относятся, в целом, к среднесуглинистым (табл. 1) с некоторым утяжелением механического состава в верхнем слое почвы прирусловой поймы и в почве притеррасной поймы, что в первом случае может быть объяснено влиянием аллювиального процесса, а на притеррасной пойме – нахождением в подчиненном ландшафте и делювиального процесса. Содержание гумуса наибольшее в верхнем слое почв с максимальными значениями на притеррасной (3,4 %) и прирусловой пойме (3 %). Обменная кислотность почв практически одинаковая у почв по всему геоморфологическому профилю и на различных глубинах (рН 7,4–7,6). Изученные почвы характеризуются очень высоким содержанием подвижного фосфора, которое уменьшается с глубиной, средним и повышенным содержанием подвижного калия, которое также уменьшается с глубиной (табл. 1). Почвы используются для выращивания многолетних трав.

Сравнение содержания ТМ в аллювиальных почвах как Оки, так и Упы, и зональных серых лесных почвах на основе ранее полученных нами данных [10] показывает, что пойменные почвы как в агроэкосистемах, так и под естественным ценозом, несмотря на их положение в геохимически подчинённом ландшафте, обеднены валовым Mn по сравнению с серыми лесными почвами под дубравой.

Таблица 1

Характеристика физико-химических свойств аллювиальных почв Упы и Оки

Участок	Глубина, см	Гумус, %	рН сол	P ₂ O ₅ , мг/100 г	K ₂ O, мг/100 г	Физ. песок, %	Физ. глина, %
<i>Пойма Оки, прирусловая</i>	0–20	3,0	7,5	34,0	15,1	59,6	40,4
	20–40	2,4	7,6	30,5	9,0	66,3	33,7
	40–60	2,3	7,5	22,5	7,9	64,8	35,2
<i>Пойма Оки, центральная</i>	0–20	2,3	7,5	35,0	12,7	66,3	33,7
	20–40	2,1	7,4	22,5	7,9	64,0	36,0
	40–60	2,2	7,5	22,0	8,4	62,3	37,7
<i>Пойма Оки, притеррасная</i>	0–20	3,4	7,5	30,0	11,5	60,6	39,4
	20–40	2,7	7,5	28,0	9,6	59,2	40,8
	40–60	2,3	7,5	12,0	6,6	57,5	42,5
<i>Пойма Упы, луг</i>	0–20	6,8	7,3	1,3	6,0	40,8	59,2
	20–40	4,8	6,7	3,5	6,0	58,4	41,6
	40–60	2,9	6,8	4,0	8,1	56,6	43,4
<i>Пойма Упы, картофель</i>	0–20	3,8	7,4	27,5	14,5	65,1	34,9
	20–40	2,9	7,5	14,0	9,3	65,5	34,5
	40–60	3,5	7,4	3,8	6,0	63,3	36,7

В почвах поймы Оки максимальное общее содержание Mn отмечено для прирусловой поймы (табл. 2), что возможно обусловлено его привнесом с наилком. Наибольшее количество подвижных форм Mn характерно для притеррасной поймы, а также для

прирусловой поймы. В почвах прирусловой поймы наблюдается также максимальное количество валовых и подвижных Fe, Pb, Zn и Cd, причем для большинства элементов наибольшая аккумуляция характерна для верхнего слоя 0–20 см. Все это свидетельствует о значительном вкладе аллювиального процесса в микроэлементный состав пойменных почв. При этом общее содержание Zn в слое 0–20 см равно или превышает установленные ранее ПДК [12]. Для притеррасной поймы характерно увеличение валового Fe и, как отмечалось, подвижных форм Mn. Это происходит на фоне некоторого утяжеления гранулометрического состава и роста содержания гумуса.

Содержание и распределение тяжелых металлов в аллювиальных дерновых почвах Упы

Несмотря на то, что изученные пойменные участки Упы находятся в непосредственной близости друг к другу, почвы под лугом по гранулометрическому составу являются тяжелыми суглинками, а пахотные – средними суглинками (табл. 1). В почвах естественного сложения наибольшее количество частиц физической глины отмечено для слоя 0–20 см, непосредственно подверженного аллювиальному процессу; с глубиной количество физической глины значительно уменьшается, приближаясь к верхней границе среднего суглинка. Гранулометрический состав в пахотных почвах является однородным по всей изученной глубине (0–60 см). С глубиной в почвах естественного сложения уменьшается количество гумуса и содержание обменных оснований, несколько снижается pH. В пахотных почвах в слое 0–60 см наблюдается относительно равномерное распределение гумуса (с уменьшением в слое 20–40 см), кислотность практически не изменяется. Максимальное количество подвижного фосфора и обменного калия в сельскохозяйственной почве приурочено к пахотному горизонту (табл. 1). Данные закономерности изменения свойств почв в слое 0–60 см очевидно оказывают влияние на распределение ряда микроэлементов и их подвижных форм. Общее содержание Mn в почвах под лугом несколько выше его содержания в пахотных почвах, причем на всех изученных глубинах (табл. 2).

Таблица 2

Содержание тяжёлых металлов в аллювиальных почвах Оки и Упы (мг/кг)

Участок	Глубина, см	Mn		Fe		Pb		Zn		Cd		Ni	
		вал	подв	вал	подв	вал	подв	вал	подв	вал	подв	вал	подв
Пойма Оки, прирусловая	0–20	840	40	23500	28	24,5	1,4	110	8	0,40	0,15	17,5	0,10
	20–40	840	40	22500	34	23,5	0,3	100	8	0,35	0,13	22,5	0,10
	40–60	760	34	21000	34	15,0	0,3	70	4	0,45	0,11	17,0	0,10
Пойма Оки, центральная	0–20	640	24	19000	14	11,5	0,4	70	4	0,25	0,08	21,5	0,10
	20–40	700	18	20500	16	14,5	0,4	60	8	0,23	0,08	19,5	0,10
	40–60	680	24	20000	22	23,5	0,1	65	2	0,25	0,07	20,5	0,10
Пойма Оки, притеррасная	0–20	700	46	21500	20	17,0	0,2	70	3	0,23	0,10	20,0	0,10
	20–40	760	22	22500	16	20,0	0,2	75	8	0,35	0,08	19,5	0,20
	40–60	680	48	21500	10	19,0	0,2	65	3	0,30	0,09	20,1	0,10
Пойма Упы, Луг	0–20	760	128	33000	82	15,0	0,8	100	12	0,35	0,16	24,5	0,60
	20–40	600	14	22500	18	15,0	0,4	120	5	0,30	0,06	28,5	0,10
	40–60	700	10	25000	10	17,5	0,1	125	2	0,25	0,05	25,5	0,05
Пойма Упы, картофель	0–20	580	22	31500	22	15,0	0,5	225	13	0,40	0,13	27,5	0,05
	20–40	560	18	27000	30	15,5	0,5	115	11	0,35	0,11	22,5	0,05
	40–60	540	20	23500	44	15,0	0,5	95	23	0,25	0,08	21,0	0,30
ОДК [9]						130		220		2		80	
ПДК [11]		1500	100*, 140**	22300 [2]		32	6	100 [12]	23				4

Примечания: * – для дерново-подзолистой с pH 6; ** – для чернозема

Это может быть обусловлено как его привносом с техногенными выпадениями, так и активным участием в биологическом круговороте в естественных экосистемах. Нами было показано обогащение зональных серых лесных почв Mn под широколиственным лесом, причем значительная его часть (порядка 10 %) также находилась в подвижных формах [10]. В пахотных почвах, как валовые, так и подвижные формы Mn распределены более равномерно. Уменьшение концентраций подвижного Mn в сельскохозяйственных почвах может быть обусловлено как миграцией в более глубокие горизонты, так и латеральным выносом и отчуждением с урожаем.

Fe является характерным элементом пойменных лугов и болот, который накапливается в растениях и энергично мигрирует в почвах и водах, концентрируется на окислительном барьере в верхнем горизонте почв [5]. Суммарное содержание Fe в слое 0–60 см в естественных и пахотных почвах соизмеримо и максимально (превышает кларк) в слое 0–20 см (табл. 2). Максимальная аккумуляция Fe в верхнем слое этих почв не коррелирует ни с содержанием гумуса, ни с фракцией физической глины, ни с кислотностью и может быть обусловлена аэротехногенным привносом. В пахотных почвах в слое 0–40 см валовое Fe распределено более равномерно. Количество подвижных форм Fe максимально в верхнем слое естественных почв и падает с глубиной, в пахотных почвах оно, наоборот, возрастает с глубиной.

Содержание Pb как в пахотных почвах, так и в почвах под лугом на разных глубинах одинаково (табл. 2). Как известно, одним из основных источников Pb в городских почвах, удаленных от точечных источников его эмиссии, является автотранспорт. Исследованные участки находятся на значительном удалении от крупных автомобильных дорог города. Суммарный запас подвижных форм Pb в слое 0–60 см обеих почв соизмерим, но в пахотных почвах элемент распределен более равномерно.

Концентрации Zn как в почвах естественного сложения, так и в пахотных находится, в целом, в пределах ныне существующих ОДК [9], но превышает существовавшие ПДК в СССР [12] (табл. 2). Максимальное его содержание отмечается в пахотных почвах в слое 0–20 и немного превышает ОДК в РФ. Это происходит, несмотря на более тяжелый гранулометрический состав и более высокое содержание гумуса почв под лугом, близкую кислотность. Источником Zn могут быть органические удобрения, техногенные поступления, а также наиллок, приносимый во время половодий. Логично предположить, что во время половодий в пахотных почвах ввиду их лучшей водопроницаемости задерживается большее количество элемента. В почвах под лугом концентрации элемента с глубиной несколько увеличиваются, на пашне – уменьшаются. Распределение подвижных форм имеет противоположный характер и в слое 40–60 см в пахотных почвах достигает величины ОДК. Высокие концентрации Zn в пахотной почве вызывают опасения и требуют детального и постоянного мониторинга за качеством выращиваемой на ней сельскохозяйственной продукции.

Существенных различий в содержании валовых Cd и Ni между пахотными и естественными почвами не обнаружено (табл. 2). В обеих почвах максимальные концентрации валового и подвижного Cd характерны для верхнего слоя и уменьшаются с глубиной. Наибольшее количество подвижных Cd и Ni наблюдается в наиболее гумусированном и тяжелом по гранулометрическому составу слое почвы. В пахотных почвах в слое 0–40 см, в наибольшей степени подверженному сельскохозяйственному воздействию, содержание подвижного Ni минимально и выровнено по профилю почвы.

Заключение

Максимальное количество большинства ТМ в аллювиальных дерновых насыщенных почвах поймы Оки характерно для прирусловой поймы. Показано, что несмотря на удаленность от промышленных источников эмиссии металлов, пойменные почвы Оки могут аккумулировать значительное количество Zn и Fe в результате привноса наилка. В почвах притеррасной поймы увеличивается содержание подвижных форм Mn и валового Fe.

Несмотря на нахождение на окраине крупного промышленного города, содержание большинства ТМ, за исключением Zn и Fe, в естественных и пахотных аллювиальных луговых почвах Упы находится в пределах установленных нормативов и Кларка, что может быть обусловлено преобладанием выноса этих элементов над поступлением. В верхнем слое естественной почвы Упы отмечены наиболее высокие среди природных и пахотных почв её поймы концентрации Mn и Fe, что может быть результатом загрязнения комбинатом черной металлургии. Также в верхнем слое почвы под лугом аккумулируется наибольшее количество Cd. В пахотной почве верхний слой содержит максимальное общее содержание всех элементов, за исключением Pb. Максимальное количество подвижных форм элементов (за исключением Zn) наблюдается в верхнем слое почв естественного сложения, обладающем наибольшим содержанием гумуса и физической глины среди всех изученных почв и солевой рН, близкой к нейтральной. Сельскохозяйственное освоение может служить причиной изменения характера распределения валовых и подвижных форм ряда элементов по профилю, что чаще выражается в наиболее равномерном их распределении.

Литература

1. Агрехимические методы исследования почв. Издание 5-е. М.: Наука, 1975. 656 с.
2. Алексеенко В.А., Алексеенко А.В. Химические элементы в геохимических системах. Кларки почв селитенных ландшафтов. Ростов на Дону: ЮФУ, 2013. 388 с.
3. Гелетюк Н.И., Золотарёва Б.Н. Использование метода беспламенной атомно-абсорбционной спектроскопии для анализа проб различных компонентов биосферы. Препринт. Пуццино: ОНТИ НЦБИ РАН, 1980. 25 с.
4. Дмитраков Л.М., Переломов Л.В., Ломакин Р.В., Соколов О.А. Изменение параметров плодородия аллювиальных почв при разной антропогенной нагрузке на агроландшафты // Агрехимия, 1999. № 4 С. 14–17.
5. Добровольский Г.В. Поймы рек как ландшафты высокой плотности жизни и интенсивного почвообразовательного процесса // Биологическая продуктивность и круговорот химических элементов в растительных сообществах. Л.: Наука, 1971. С. 226–231.
6. Золотарева Б.Н. Тяжелые металлы в почвах Верхнеокского бассейна // Почвоведение, 2003. № 2. С. 173–182.
7. Комиссаров М.С. Разработка системы мониторинга загрязнения почв тяжелыми металлами на территории Подмосковского угольного бассейна: Автореф. дис. ...канд. техн. наук. Тула: ТулГУ, 2007. 24 с.
8. Курматов А.А. Особенности свойств и режимов почв Москворецкой поймы: Автореф. дис. ... канд. с/х. наук. М.: РУДН, 2004. 19 с.
9. Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве: Гигиенические нормативы. ГН 2.1.7.2511-09. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. 10 с.
10. Переломов Л.В., Пинский Д.Л. Формы Mn, Pb и Zn в серых лесных почвах Среднерусской возвышенности // Почвоведение, 2003. № 6. С. 682–691.
11. Предельно допустимые концентрации (ПДК) и ориентировочно-допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве: Гигиенические нормативы. ГН 2.1.7.2041-06, ГН 2.1.7.2042-06. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. 15 с.

12. Предельно-допустимые концентрации химических веществ в почвах и предельные уровни их содержания по показателям вредности (по состоянию на 01.01.91.). М.: Госкомприрода СССР, № 02-2333 от 10.12.90.

13. Романенко Г.А., Комов Н.В., Тютюнников А.И. Земельные ресурсы России, эффективность их использования. М.: Россельхозакадемия, 1996. 306 с.

14. Учватов В.П. Природные и антропогенные потоки вещества в ландшафтах Русской равнины: Дис. ... д-ра биол. наук. Пушино, 1994. 471 с.

HEAVY METALS IN ALLUVIAL SOILS WITH DIFFERENT TECHNOGENIC LOAD

L.V. Perelomov, D.L. Pinsky, L.M. Dmitrakov, I.V. Perelomova, Y.M. Atroschenko

The content and distribution of heavy metals in the natural and arable alluvial soils of the Oka and Upa river's floodplains under different technogenic loads were studied. Despite the remoteness of Oka floodplain from industrial metal emission points, the soils can accumulate a significant amount of trace elements, especially Fe and Zn, as a result of bringing alluvium. In alluvial soils of the Upa river, located near industrial Tula city, the concentrations of most heavy metals, with the exception of Zn and Fe, are within the established standards and Clark values. In the upper layer of natural alluvial soil, the highest concentrations of Mn and Fe are noted, which may indicate their accumulation from precipitation of the metallurgical plant. In arable soil, the top layer contains the maximum total amounts of all elements, with the exception of Pb. The highest concentrations of mobile forms of all elements (with the exception of Zn) are observed in the upper layer of natural soil, which has the highest content of humus and clay fraction and a pH close to neutral. Agricultural development can cause a change in the distribution of total and mobile forms of the elements along the soil profile.

Keywords: trace elements, alluvial soils, chemical properties of soils, physical properties of soils, geochemical balance.

УДК 631.4

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ПОЧВАХ ПАРКА МУЗЕЯ-УСАДЬБЫ «ОСТАНКИНО»

Л.В. Переломов, Ю.М. Атрощенко

*Тульский государственный педагогический университет им. Л.Н. Толстого,
Тула, Россия, e-mail: perelomov@rambler.ru*

Изучена урботехногенная трансформация свойств почв и содержание валовых и подвижных форм тяжелых металлов на территории парка московского музея-усадьбы «Останкино». Среди почв парка можно выделить как естественные с признаками урбогенеза, так и различные группы антропогенно-преобразованных почв. По сравнению со свойствами почв прилегающей территории, изученными до интенсивного урботехногенного воздействия, почвы парка содержат большое количество антропогенных включений, в них увеличено содержание подвижного фосфора, величина рН и содержится меньшее количество органического вещества. Антропогенное воздействие на протяжении 20 века выразилось в увеличении содержания в почвах валовых и подвижных форм тяжёлых металлов.

Ключевые слова: городские почвы, почвы парков, тяжелые металлы, техногенная трансформация свойств почв.

Введение

В результате антропогенных воздействий в условиях мегаполиса почвы частично или полностью утрачивают свойства, сформировавшиеся в процессе природного почвообразования. Наиболее яркими показателями урботехногенной трансформации физико-химических свойств почв являются общие тенденции к переходу почв в нейтральный и щелочной ряд, увеличению содержания гумуса, минеральных питательных веществ и обменных катионов в верхних горизонтах, загрязнению почв отходами промышленного производства и автотранспорта неорганической и органической природы. Химическим индикатором степени трансформации может стать содержание в почвах валовых и подвижных форм тяжелых металлов.

Нами было изучено урботехногенное изменение свойств почв и содержание валовых и подвижных форм тяжелых металлов на территории парка московского музея-усадьбы «Останкино».

Методы

Смешанные образцы почв (из трёх точек – один образец) были отобраны в октябре с глубины 0–20, 20–40 и 40–60 см из различных участков парка, отвечающих локализации «Увеселительного сада» усадьбы «Останкино»: на лужайке у Шереметевского дворца, на вершине горы «Парнас» (на месте восстановления беседки «Миловзор»), в приствольном кругу лип посадки 1993–1997 гг., а также под кронами мемориальных деревьев (участки 1–6). Участок 1 располагается за флигелем, в котором размещена дирекция музея и примыкает ко входу в парк Останкино. Далее следуют участки 2–5, которые отделяются друг от друга дорожками, перпендикулярными дворцу. Участок 6 примыкает к церкви.

Изучение свойств почв проводили с использованием общепринятых в РФ методов: гумус – по Тюрину, pH солевой – потенциметрически, гидролитическую кислотность – по Капшену, подвижные фосфор и калий – по Кирсанову, поглощенные основания – по Блэку. Гранулометрический состав исследовали методом пипетки (вариант Качинского) с подготовкой почвы к анализу пирофосфатным методом по Долгову и Личмановой [1].

Пробоподготовку почв для определения общего содержания ТМ проводили по методу, описанному Гелетюк и Золотаревой [3] последовательной обработкой навески пробы концентрированными кислотами HF, HNO₃ и HCl после минерализации образца в муфельной печи. Извлечение подвижных форм ТМ осуществляли ацетатно-аммонийным буферным раствором с pH 4,8 [1]. Определение концентраций ТМ в растворах проводили методом атомно-абсорбционной спектроскопии с пламенной и электротермической атомизацией проб.

Результаты и их обсуждение

Ансамбль усадьбы Останкино складывался на протяжении нескольких столетий. Первые сведения об Останкине (исходно – Осташкине) относятся к середине 16 века, принадлежавшая, согласно письменным источникам, около 1584 года во владениях хранителя государственной печати дьяка Василия Щелкалова были построены боярский дом и Троицкая церковь, посажена роща и устроен пруд. В роще, давшей начало Останкинскому парку, росли вековые кедры и дубы, сохранившиеся до XVIII века [4]. До середины 18 века усадьбой владели князья Черкасские, при которых она представляла богатую загородную княжескую резиденцию с храмом Живоначальной Троицы, большим барским домом и обширным садом. С 1743 года усадьба принадлежала роду Шереметевых и до конца 18 века имела преимущественно хозяйственное значение. На рубеже

XVIII–XIX веков окончательно сформировался облик приусадебного Останкинского парка, состоявшего из двух частей регулярной «французской» и «английской» пейзажной. Разбивка парковой зоны была поручена садовникам-иностранцам К. Рейнерту, И. Манштатту и П. Ракка. Увеселительный сад был организован на основе элементов ландшафтной архитектуры: регулярной части с двумя аллеями, партера, опоясанного аллеями «берсо», насыпной горки Парнас. В этой части парка располагался также «собственный садик» и кедровая роща. Аллеи, примыкающие к главному дому, были украшены мраморными статуями и вазами [4].

До начала процесса интенсивной урбанизации этого района Москвы О.А. Вадковской в 1955 г. было проведено изучение почв на прилегающей к Останкинскому парку территории Главного Ботанического сада АН СССР [2]. Результаты исследований свидетельствуют, что преобладающими являются дерново-сильнопodzольные и дерново-среднеpodzольные почвы, сформированные на моренном суглинке. Основными показателями верхних горизонтов исследованных Вадковской почв является содержание гумуса от 5,5 до 10,3 %, кислая реакция по всей глубине почвенного профиля (рН 4,0–4,4), широкое варьирование содержания питательных элементов (2,5–10 мг/100 г почвы P₂O₅, 9,3–20,2 мг/100 г почвы K₂O). Широкие колебания содержания органического вещества и питательных веществ в верхнем горизонте в значительной степени были обусловлены характером растительности и рельефом, поскольку с глубиной различия основных химических показателей сглаживались. В настоящее время мемориальный парковый массив Останкинского парка представлен сообществом, в котором доминантами первого яруса являются дуб черешчатый и липа мелколистная, ярус кустарников отсутствует, в травянистом покрове наблюдается выпадение видов, характерных для сообщества широколиственного леса и их замена луговой растительностью.

Как отмечает И.О. Плеханова, для почв московских парков характерен положительный баланс большинства тяжёлых металлов, за исключением марганца. Вынос элементов с внутрипочвенным стоком составляет 20–80 % от суммарного поступления и уменьшается в ряду Cd (55–80 %) > Zn (35–60 %) > Ni (30–68 %) > Cu (13–30 %) > Pb (11–19 %) [6]. Наши исследования подтверждают, что урботехногенное воздействие на почвы Останкинского парка приводит к увеличению общего содержания и содержания подвижных форм ряда тяжёлых металлов (таблицы 1, 2).

В почве под кронами мемориальных деревьев (участки 1–6) на глубину до 40 см встречаются антропогенные включения (обломки кирпича и щебень). По гранулометрическому составу почвы этого участка являются, в основном, супесчаными, как и почвы остальных частей парка (кроме немного более тяжёлых почв вершины холма и участка № 1). Содержание в них гумуса в слое 0–20 см изменяется от 2,9 до 5,1 %. В почвах всех участков парка наблюдается меньшее содержания органического вещества по сравнению с почвами, исследованными в 1955 году, что, вероятно, вызвано регулярным скашиванием травянистого покрова и удалением растительного опада. На глубине 20–40 см количество органического вещества резко уменьшается (менее 1 %), а далее остаётся практически неизменным. Максимальные рН (рН_{сол} 4,7–6,1) отмечены на глубине 0–20 см, где встречается наибольшее количество антропогенных включений. На глубине 20–60 см кислотность изученных почв приближается к 4, как и у почв, которые не были подверженными урботехногенной нагрузке. По классификации М.Н. Строгановой [8] почвы под мемориальными деревьями можно отнести к антропогенно-поверхностно преобразованным естественным почвам (урбо-дерново-подzольным). Почвы участков под мемориальными деревьями в верхнем изученном слое загрязнены валовым свинцом и медью (таблица 1). В них также наблюдается увеличение

содержания выше нормативов подвижных форм цинка, меди и свинца, причем эти превышения относятся не только к верхнему слою (таблица 2).

Таблица 1

Общее содержание тяжёлых металлов в почвах Останкинского парка, мг/кг

Участок	Глубина	Mn	Cu	Pb	Cd
Лужайка	0–20	450,0	34,0	27,5	0,35
	20–40	300,0	16,4	24,5	0,28
	40–60	210,0	20,5	13,0	0,25
Приствольный круг лип в аллеях	0–20	780,0	221,4	29,5	0,35
	20–40	560,0	23,8	21,0	0,35
	40–60	520,0	60,8	21,5	0,30
Вершина насыпного холма	0–20	420,0	65,9	39,5	0,40
	20–40	490,0	37,7	40,0	0,35
	40–60	410,0	75,3	31,5	0,38
Участок 1	0–20	500,0	64,5	51,5	0,40
	20–40	270,0	33,6/66	24,5	0,28
	40–60	260,0	50,9/66	29,5	0,28
Участок 2	0–20	380,0	34,2	31,5	0,38
	20–40	490,0	26,3	17,5	0,30
	40–60	470,0	18,2	15,5	0,25
Участок 3	0–20	470,0	31,5	55,0	0,33
	20–40	370,0	18,1	26,5	0,25
	40–60	200,0	16,8	14,5	0,25
Участок 3	0–20	490,0	34,8	27,0	0,33
	20–40	490,0	29,6	16,0	0,25
	40–60	280,0	15,3	12,5	0,25
Участок 4	0–20	560,0	30,7	35,5	0,40
	20–40	350,0	18,2	22,5	0,30
	40–60	300,0	35,2	15,0	0,25
Участок 5	0–20	560,0	90,1	50,5	0,50
	20–40	600,0	23,8	23,0	0,35
	40–60	170,0	28,7	13,5	0,25
ОДК [5]			33–132	32–130	0,5–2,0
ПДК [7]		1500		32	

Примечание: жирным шрифтом выделены концентрации, превышающие ПДК (при их отсутствии – ОДК) для соответствующих групп почв

Почва лужайки у Останкинского дворца подверглась большей антропогенной трансформации на общем урботехногенном фоне. Она имеет более лёгкий гранулометрический состав (песок связный – супесь). Возможно, данная почва была привнесена на участок. Относительно небольшое содержание гумуса под травянистой растительностью (3 % в верхнем слое и всего 0,1 % в слое 40–60 см) может являться следствием регулярного скашивания и других агротехнических приёмов по поддержанию газона. Кислотность почвы лужайки – 5,8–6,2. Наблюдается повышенное содержание подвижного фосфора (20 мг в 100 г почвы верхнего слоя) и низкое содержание K₂O (5,4 мг в 100 г почвы верхнего слоя), которые уменьшаются с глубиной. В верхнем слое почвы лужайки наблюдается превышение ОДК по валовой меди и довольно высокое содержание свинца (таблица 1), а также превышение ПДК по подвижным цинку, меди и свинцу.

Превышение ПДК по подвижным меди и свинцу прослеживается и в более глубоких слоях (таблица 2). Данную почву можно отнести к антропогенно-глубокопреобразованным почвам – агроурбанозёмам (культуросёмам).

Таблица 2

Содержание подвижных форм тяжёлых металлов в почвах Останкинского парка, мг/кг

Участок	Глубина	Mn	Zn	Cu	Pb	Cd
Лужайка	0–20	22,3	30,5	19,5	6,7	0,045
	20–40	7,7	11,1	3,6	3,3	0,030
	40–60	3,8	0,9	0,1	8,0	0,015
Приствольный круг лип в аллеях	0–20	36,7	5,6	0,1	2,7	0,075
	20–40	28,6	3,8	0,2	3,3	0,055
	40–60	28,0	3,2	4,0	2,7	0,045
Вершина насыпного холма	0–20	21,1	12,5	1,0	18,2	0,105
	20–40	18,1	18,8	2,0	14,7	0,105
	40–60	16,5	8,4	0,4	16,7	0,085
Участок 1	0–20	33,4	10,1	0,8	12,2	0,135
	20–40	21,2	4,9	21,1	3,7	0,025
	40–60	14,3	9,7	4,4	3,2	0,025
Участок 2	0–20	24,8	24,2	4,4	12,2	0,105
	20–40	14,2	2,3	0,0	2,6	0,055
	40–60	16,9	1,7	0,3	2,3	0,035
Участок 3	0–20	35,6	7,7	0,8	9,7	0,105
	20–40	28,0	11,0	8,2	7,7	0,035
	40–60	13,3	1,6	0,9	5,2	0,025
Участок 4	0–20	31,0	5,1	3,2	7,7	0,095
	20–40	19,6	2,9	2,5	2,5	0,045
	40–60	10,7	1,9	0,1	2,2	0,035
Участок 5	0–20	32,6	5,9	2,1	7,8	0,075
	20–40	15,2	16,7	8,9	2,0	0,015
	40–60	15,4	6,2	4,9	2,7	0,025
Участок 6	0–20	44,5	6,6	0,5	11,7	0,115
	20–40	21,6	4,7	7,9	8,6	0,035
	40–60	5,5	1,0	0,3	1,3	0,005
ПДК [7]		60–100	23	3	6	

Примечание: жирным шрифтом выделены концентрации, превышающие ПДК

По гранулометрическому составу почва вершины насыпного холма «Парнас» немного более тяжелая (20–25 % физической глины, 11–13 % ила) по сравнению с массивом мемориальных деревьев. В ней содержится небольшое количество гумуса, что может быть следствием значительного поверхностного стока (2,1 % в верхнем слое, 1,6 % на глубине 40–60 см). Почва до глубины 60 см слабощелочная, наблюдается повышенное содержание подвижного фосфора, калия и ионов кальция, гидролитическая кислотность равна 0. Содержание валовых меди и свинца довольно высокое (таблица 1), для свинца превышает ПДК на всей исследованной глубине (0–60 см). За счет принадлежности почв вершины холма к суглинкам, для которых ОДК более высокие, содержание валовой меди не превышает установленных нормативов. Концентрация подвижных форм свинца в почве на холме также значительно превышает ПДК (в слое 0–20 см – в 3 раза). Как известно, до недавнего

времени основным источником выбросов свинца в городах являлся автотранспорт. Таким образом, мы можем говорить, что аэротехногенному загрязнению свинцом подвержены не только почвы, прилегающие к автотрассам, но и удаленные от них, в том числе находящиеся на доминирующих частях рельефа.

Почвы приствольных кругов лип представляют собой трансформированные посадочные комы. Молодые деревья высаживались на различную глубину и с разной величиной посадочного кома. На протяжении последующих лет проводились ряд агротехнических мероприятий (подкормка комплексными и органическими удобрениями, рыхление, полив), которые повлияли на специфику свойств почвы в приствольном круге. В отличие от почв под мемориальными деревьями, содержание гумуса на глубине 0–60 см более высокое (при попожем в слое 0–20 см). Величина солевого рН находится в пределах значений, характерных для основного массива парка (рН 4,3–4,9). Увеличение подвижного фосфора на глубине 20–40 см и обменного калия на глубине 0–20 см вероятно обусловлены подкормками.

Почвы приствольного круга содержат очень большое количество валовой меди (в слое 0–20 см выше ОДК для супесей в 7 раз), что может быть вызвано либо иммобилизацией вносимых медьсодержащих средств защиты растений, либо составом почвы посадочного кома. В то же время содержание подвижной меди незначительно превышает ПДК только на глубине 40–60 см. Содержание валового свинца приближается к предельно-допустимой концентрации в слое 0–20 см, а на глубине 40–60 см в целом более высокое, чем под мемориальными деревьями.

Высокое содержание ряда тяжелых металлов в почвах парка музея-усадьбы «Останкино» может негативным образом сказаться на состоянии его фитоценоза, как молодых посадок, так и старых деревьев, которые представляют особую ценность.

Заключение

1. Среди почв парка музея-усадьбы «Останкино» можно выделить как естественные с признаками урбогенеза, так и различные группы антропогенно-преобразованных почв. Почвы основного паркового массива можно отнести к антропогенно-поверхностнопреобразованным естественным почвам (урбо-дерново-подзолистые), почву лужайки – к антропогенно-глубокопреобразованным почвам – агроурбанозёмам (культуросёмам).

2. По сравнению со свойствами почв прилегающей территории, изученными до интенсивного урботехногенного воздействия, почвы парка содержат большое количество антропогенных включений, в них увеличено содержание подвижного фосфора, величина рН и содержится меньшее количество органического вещества.

3. Урботехногенное воздействие на протяжении 20 века на почвы парка выразилось в увеличении содержания в них валовых и подвижных форм тяжёлых металлов. Высокое содержание ряда микроэлементов, особенно в подвижной форме, может негативным образом сказываться на состоянии фитоценоза парка.

Литература

1. Агрехимические методы исследования почв. Издание 5-е. М.: Наука, 1975. 656 с.
2. Вадковская О.А. Почвы главного ботанического сада АН СССР // Труды Почвенного института им. В.В. Докучаева, 1955. Том 46. С. 78–135.
3. Гелетюк Н.И., Золотарёва Б.Н. Использование метода беспламенной атомно-абсорбционной спектроскопии для анализа проб различных компонентов биосферы. Пушино: ОНТИ НЦБИ РАН, 1980. 24 с.

4. Муравьева Т. В. Венки московских усадеб. М.: Вече, 2009. 336 с.
5. Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве: Гигиенические нормативы. ГН 2.1.7.2511-09. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. 10 с.
6. Плеханова И.О. Содержание тяжёлых металлов в почвах парков г. Москвы // Почвоведение, 2000. № 6. С. 754–759.
7. Предельно допустимые концентрации (ПДК) и ориентировочно-допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве: Гигиенические нормативы. ГН 2.1.7.2041-06, ГН 2.1.7.2042-06. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. 15 с.
8. Строганова М.Н. Городские почвы: генезис, систематика и экологическое значение (на примере г. Москвы). Диссертация на соискание учёной степени доктора биологических наук в форме научного доклада. М. 1998. 71 с.

TRACE ELEMENTS IN THE SOILS OF THE MOSCOW MUSEUM-HOMESTEAD “OSTANKINO” PARK

L. Perelomov, Yu. Atroshchenko

The transformation of soil chemical properties in a metropolis conditions and the content of total and mobile forms of heavy metals in the park's soils of the museum-estate “Ostankino” have been studied. Compared with the properties of same soil, studied before intensive urban-technogenic impact, the present soils contain a large number of anthropogenic inclusions, the content of mobile phosphorus and pH are increased, amount of organic matter are decreased. Anthropogenic impact over the 20th century was expressed in an increase in the content of total and mobile forms of heavy metals in soils.

Keywords: urban soils, park soils, heavy metals, technogenic transformation of soil properties.

УДК: 631.453

БИОГЕОХИМИЧЕСКИЙ ПОДХОД В ОЦЕНКЕ РЕМЕДИАЦИИ ЗАГРЯЗНЕННОЙ ПОЧВЫ

Н.П. Черникова¹, А.Г. Федоренко^{1,2}, Т.М. Минкина¹,
Т.М. Хассан¹, С.С. Манджиева¹

¹ Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону, Россия
e-mail: nat.tchernikova2013@yandex.ru

² Южный научный центр Российской академии наук, г. Ростов-на-Дону, Россия
e-mail: afedorenko@mail.ru

Изучена ремедиация почвы в условиях полиэлементного загрязнения при помощи углеродистого сорбента – биочара. Исследования проводили в условиях модельного вегетационного опыта с использованием хемозема (*Spolic Technosol*) импактной зоны поймы р. Северский Донец. Содержание подвижных форм тяжелых металлов в хемоземе превышало ПДК в 1,5 раза для Cr, в 1,8 раз для Ni, в 3,3 раз для Cu, в 46,3 раз для Pb и в 1176 раз для Zn. Выявлено отставание в росте и развитии ярового ячменя двурядного (*Hordeum sativum distichum*), выращенного на хемоземе, которое повлияло на структуру тканей корней и листьев растения. Применение биочара способствовало меньшей доступности тяжелых металлов для растений, что привело к увеличению морфометрических параметров и улучшению структуры тканей.

Ключевые слова: углеродистый сорбент, тяжёлые металлы, ткани растений.

Введение

В связи с тем, что на современном уровне развития промышленности исключить воздействие загрязняющих веществ на окружающую среду невозможно, необходимы разработки новых и совершенствование существующих технологий восстановления загрязненных объектов окружающей среды. Одним из наиболее эффективных способов восстановления загрязненных почв в условиях техногенного загрязнения является метод сорбционной биоремедиации, приводящий в процессе очистки к полному разложению органических загрязнителей до биофильных веществ, прочному закреплению тяжелых металлов и позволяющие проводить очистку почвы *in situ*. Наилучшими характеристиками для выполнения этих задач обладают углеродистые сорбенты, среди которых все более популярным становится использование биочара. Данный сорбент обладает близкими с активированным углем сорбционными свойствами, но значительно дешевле [3, 5, 6]. Однако специфические механизмы взаимодействия сорбентов с поллютантами и длительное воздействие на окружающую среду остаются малоизученными. В настоящее время назрела необходимость в разработке теоретических и практических основ сорбционной биоремедиации почв при полиэлементном загрязнении.

Цель работы состояла в оценке эффективности применения биочара при ремедиации загрязненной тяжелыми металлами (ТМ) почвы с использованием комплекса физических, химических и биологических методов анализа.

Материалы и методы

С целью изучения ремедиации почвы при полиэлементном загрязнении с помощью углеродистого сорбента был заложен модельный вегетационный опыт с использованием хемозема (*Spolic Technosol*) импактной зоны высохшего озера Атаманское Каменского района Ростовской области, которое использовалось долгие годы как шламонакопитель выбросов химических предприятий г. Каменск-Шахтинский. Физико-химические свойства хемозема характеризовались следующими показателями: содержание физической глины – 52,1 %, ила – 33,0 %, Сорг – 2,6 %, рН водной вытяжки – 7,7, содержание CaCO₃ – 5,3 %, емкость катионного обмена (ЕКО) – 40,2 смоль(+)/кг. В качестве контроля использована лугово-черноземная почва (*Stagnic Phaeozem*), отобранная на территории, прилегающей к высохшему озеру. Физико-химические свойства лугово-черноземной почвы схожи со свойствами хемозема: содержание физической глины – 53,1 %, ила – 32,4 %, Сорг – 1,9 %, рН водной вытяжки – 7,3, содержание CaCO₃ – 1,3 %, ЕКО – 35,0 смоль(+)/кг.

В сосуды объемом 2 л с закрытой дренажной системой вносили по 2 кг почвы, просеянной через сито с диаметром ячеек 2 мм. В качестве сорбента использовали углеродистый сорбент – коммерческий березовый биочар крупной фракции 3–5 мм, который инкубировали в почве в течение месяца. Затем высевали тест-культуру – яровой ячмень двурядный (*Hordeum sativum distichum*) в количестве 20 шт. на сосуд. Опыт заложен по схеме: контроль, хемозем, хемозем + 2,5 % биочара. Выбор данной дозы биочара основан на результатах предварительного фитотеста с проросками ячменя. Вегетационный опыт заложен в 3-х кратной повторности при естественном освещении и при постоянной поддержке в почве влажности, соответствующей наименьшей полевой влагоемкости. В фазу кущения растения отбирались для измерения морфометрических параметров и изучения тканей корня и листа на светооптическом микроскопе. Микроскопические исследования проводились на базе ЦКП «Современная микроскопия» ЮФУ при помощи ультрамикротомы (Leica EM UC6, Germany) и просвечивающем световом микроскопе Микмед 6 (ЛОМО, Россия) по стандартной методике [4]. Концентрацию по-

движных соединений ТМ в почве определяли методом атомно-абсорбционной спектроскопии на спектрофотометре (KVANT 2–АТ, Kortec Ltd, Россия) [2].

Результаты

Содержание подвижных форм ТМ в почве на контрольном варианте не превышало ПДК [1], а в хемоземе, отобранном на территории высохшего озера, превышение ПДК составило 1,5 раза для Cr, в 1,8 раз для Ni, в 3,3 раз для Cu, в 46,3 раз для Pb и в 1176 раз для Zn (таблица). Использование 2,5 % биочара привело к снижению содержания подвижных форм в хемоземе по Cr на 55,6 %, Ni – на 28,6, Cu – на 50 %, Pb – на 24,8 % и Zn – на 31,5 %.

Таблица

Подвижные формы тяжелых металлов в почвах модельного опыта, мг/кг

Варианты опыта	Cr	Cu	Zn	Pb	Ni
Контроль	2 ± 1	3 ± 1	6 ± 1	2 ± 0,4	1 ± 0,004
Загрязнённая почва	9 ± 2	10 ± 2	27049 ± 243	278 ± 14	7 ± 21
Загрязнённая почва + 2,5 % биочар	4 ± 1	5 ± 1	18541 ± 199	29 ± 8	5 ± 1
ПДК [5]	6	3	23	6	4

При высоком полиэлементном загрязнении почвы происходит угнетение роста и развития ярового ячменя. По сравнению с контрольным вариантом наблюдается уменьшение длины корней на 48,7 %, высоты стеблей на 60 % и массы сухого растения на 66,7 %. Эффективность сорбента по сравнению с загрязненным вариантом заключалась в увеличении длины корня на 28,8 %, высоты стебля на 45,1 % и массы сухого растения на 40 % за счет меньшей доступности ТМ для растений. При этом растения не достигают параметров контрольного варианта.

В результате светооптического исследования подземной части ячменя установлено отставание в развитии корней у растений, выращенных в условиях загрязненной почвы. Корни растений контрольного варианта имеют вторичное строение, а корни растений, выращенные на хемоземе и хемоземе совместно с биочаром – первичное (рис. а, б, в). Основные изменения коснулись внешних тканей корней. Контрольные варианты имеют более развитую эпиблему с большим количеством корневых волосков. Коровая паренхима у образцов, выращенных на загрязненной и на почве с биочаром, неразвита и представлена 1–2 слоями клеток. Центральный цилиндр имеет в середине проводящий сосуд, а проводящие пучки ксилемы и флоэмы имеют радиальную симметрию. Имея менее развитую всасывающую поверхность (особенно у корней растений на хемоземе), можно предположить меньшую функциональную активность этой ткани корня.

Загрязнение почв отрицательно отразилось на структуре листьев растений (рис. д). На поперечных срезах структура листовой пластины в вариантах контрольной почвы и почвы с биочаром почти идентична (рис. г, е). Клетки эпидермиса четко различимы от клеток мезофилла. Деления на столбчатую и губчатую паренхиму не наблюдается. Клетки мезофилла расположены группами по 10–15 штук. Пространство мезофилла разделено проводящими пучками. Устьица хорошо различимы. Растения, выращенные на загрязненной почве, имеет более рыхлый мезофилл, т. е. содержит больше межклетника и меньшее число паренхимальных клеток на единицу объема. Клетки мезофилла располагаются в толще листа более хаотично и разупорядоченно, чем в контроле. Проводящие пучки имеют разный размер и располагаются на различном расстоянии друг от

друга. Клетки эпителия так же имеют большой разброс по размерам и плохо упорядочены. Устьица плохо различимы.

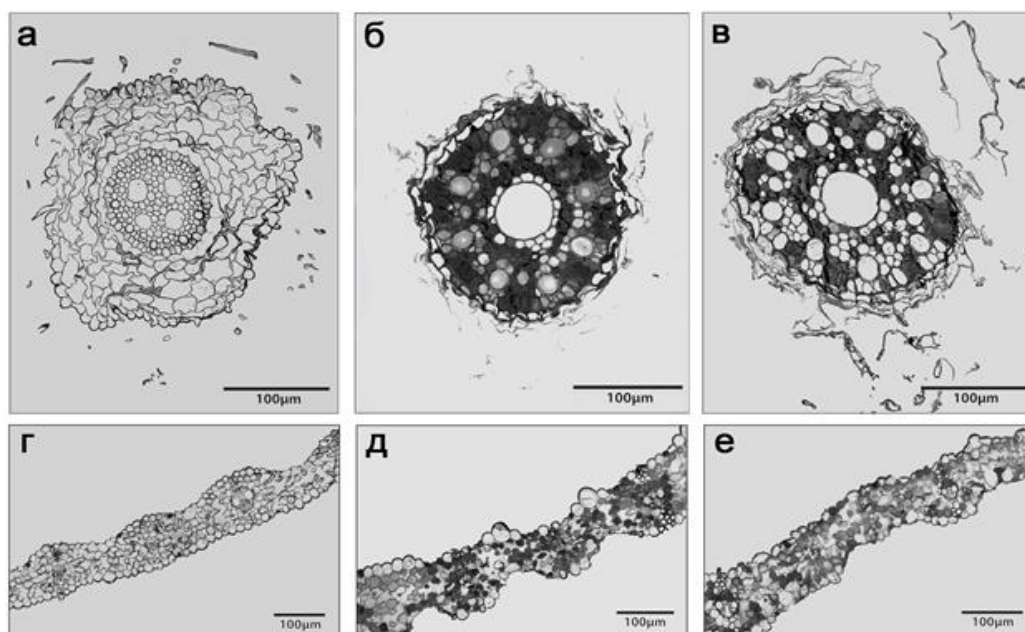


Рисунок. Поперечные срезы корней и листьев ярового ячменя, выращенного на: а, г – лугово-черноземной почве; б, д – хемоземе; в, е – хемоземе совместно с биочаром

Заключение

В условиях модельного вегетационного опыта изучено воздействие полиэлементного загрязнения почвы, отобранной в импактной зоне высохшего озера Атаманское, на яровой ячмень и рассмотрена ремедиация почвы с применением 2,5 % углеродистого сорбента – биочара. Высокий уровень загрязнения хемозема отрицательно сказался на росте и развитии ярового ячменя по сравнению с растениями, выращенными на незагрязненной лугово-черноземной почве. Помимо уменьшения морфометрических параметров, у растений, выращенных на хемоземе, выявлены структурные изменения в тканях корней и листьев. Использование биочара в качестве сорбента уменьшило количество подвижных форм ТМ в хемоземе, тем самым увеличив морфометрические параметры растений. Несмотря на улучшение морфометрических параметров при варианте с внесением сорбента, первичное строение корня идентично варианту с загрязнением, при этом структура листовой пластины схожа с контрольным вариантом. Данное исследование показало эффективность применения биочара в качестве сорбента при полиэлементном загрязнении и необходимость дальнейших исследований по изучению наиболее оптимальных доз углеродистого сорбента.

Исследование выполнено при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования РФ в рамках государственного задания в сфере научной деятельности № 0852-2020-0029.

Литература

1. ГН 2.1.7.2041-06. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве. Введ. 2006.01.19. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. 15 с.

2. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства. Введ. 1992.04.10. М. 1992. 27 с.

3. Cho B.H., Chino H., Tsuji H., Kunito T., Nagaoka K., Otsuka S., Oyaizu H. Laboratory-scale bioremediation of oil-contaminated soil of Kuwait with soil amendment materials // *Chemosphere*, 1997. Том 35. № 7. С. 1599–1611.

4. Fedorenko G.M., Fedorenko A.G., Minkina T.M., Mandzhieva S.S., Rajput V.D., Usatov A.V., Sushkova S.N. Method for hydrophytic plant sample preparation for light and electron microscopy (studies on *Phragmites australis* Cav.) // *MethodsX*. 2018. Том 5. P. 1213–1220.

5. Liu L., Chen P., Sun M., Shen G., Shang, G. Effect of biochar amendment on PAH dissipation and indigenous degradation bacteria in contaminated soil // *Journal of Soils and Sediments*, 2015. Том 15. № 2. P. 313–322.

6. Qin G., Gong D., Fan M. Y. Bioremediation of petroleum-contaminated soil by biostimulation amended with biochar // *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2013. Том 85. P. 150–155.

BIOGEOCHEMICAL APPROACH IN THE ASSESSMENT OF SOIL REMEDIATION

N.P. Chernikova, A.G. Fedorenko, T.M. Minkina., T.M. Hassan, S.S. Mandzhieva

The remediation of soil in conditions of polyelement contamination using a carbon sorbent-biochar was studied. The research was carried out in a model vegetation experiment using chemozem (*Spolic Technosol*) of the impact zone of the floodplain of the Seversky Donets river. The content of mobile forms of heavy metals in chemozem exceeded the MPC by 1.5 times for SG, 1.8 times for Ni, 3.3 times for Cu, 46.3 times for Pb and 1176 times for Zn. A lag in the growth and development of double-row spring barley (*Hordeum sativum distichum*) grown on chemozem was revealed, which affected the structure of the plant's root and leaf tissues. The use of biochar contributed to less availability of heavy metals for plants, which led to an increase in morphometric parameters and improved tissue structure.

Keywords: carbon sorbent, heavy metals, plant tissues.

УДК: 631.423.3

ИЗМЕРЕНИЕ ПОДВИЖНЫХ ФОРМ АЗОТА, ФОСФОРА И КАЛИЯ В ЧЕРНОЗЁМЕ ВЫЩЕЛОЧЕННОМ

Д.В. Чикишев¹, Н.В. Абрамов¹, Н.С. Ларина²

¹Государственный аграрный университет Северного Зауралья,
Россия, г. Тюмень, ул. Республики, 7, e-mail: 79088690714@yandex.ru

²Тюменский государственный университет,
Россия, г. Тюмень, ул. Володарского, 6

В опыте изучалось влияние различных норм минеральных удобрений на изменение содержания азота, фосфора и калия в почве и урожайность яровой пшеницы. Результаты агрохимических анализов показали, что неорганические соединения азота (ион аммония и нитрат-ион) обладают высокой подвижностью в почве. Соединения фосфора и калия менее подвижны, но, в то же время, мигрируют из одной формы нахождения в другую.

Ключевые слова: азот, фосфор, калий, питание растений.

Введение

Применение удобрений в сельском хозяйстве является мощным фактором повышения урожайности выращиваемых культур. Для того, чтобы получить максимальную отдачу от них, необходимо точно оценить уровень плодородия почвы. А именно знать, сколько азота, фосфора, калия и других элементов питания будет доступно растениям из почвы, и сколько их необходимо внести с удобрениями. Для оценки обеспеченности почв доступными формами азота обычно измеряются его аммонийная и нитратная формы. При определении подвижного фосфора измеряется количество ортофосфатов, растворившихся в используемой вытяжке, а калия – в форме ионов, перешедших в вытяжку из почвенно-поглощающего комплекса и других соединений.

Методы

Исследования проходили на опытно-производственных полях учхоза ГАУ Северного Зауралья рядом с г. Тюмень. Тип почвы – чернозём выщелоченный. Выращиваемая культура – яровая пшеница. Сорт – «Новосибирская 31». Используемые удобрения – аммиачная селитра (N) и азофоска (NPK) с содержанием действующих веществ 34,4 и 15:15:15 % соответственно. Удобрения вносили перед посевом. Содержание азота, фосфора и калия в почве измеряли перед посевом и в фазу всходов яровой пшеницы. Измерение в фазу всходов объясняется необходимостью проследить их динамику в почве после внесения удобрений. Для определения нитратного азота в почве использовалась методика ГОСТ 26951 (ионометрический метод), а для определения фосфора и калия использовалась методика ГОСТ 26204 (метод Чирикова с 0,5 М уксусной кислотой). Дополнительно все образцы почвы были проанализированы методом капиллярного электрофореза и использованием системы капиллярного электрофореза «Капель-105» (Россия) по авторской методике. В качестве экстрагента применялась 0,1 М масляная кислота. Соотношение массы почвы к объёму раствора 1:25. Определение косвенное при длине волны 254 нм. Статистическая обработка проводилась при уровне значимости $P \leq 0,05$.

Результаты

Традиционно в Тюменской области для оценки обеспеченности растений азотом в почве измеряется только его нитратная форма [1,2]. С использованием 0,1 М раствора масляной кислоты, которая является довольно слабой (рН почвенных вытяжек после экстракции 4,4–4,7), удалось проследить, что после внесения азота с удобрениями в почве в фазу всходов увеличивается содержание и нитратного, и аммонийного азота. В среднем за 2 года исследований выяснилось, что на каждые 10 кг внесённого азота с удобрениями содержание его минеральных форм (NH_4 и NO_3) в почве повышается на 2,24 мг/кг (рис. 1). При этом в фазу всходов после внесения минеральных удобрений соотношение нитратного азота к аммонийному было неодинаковым по годам исследований и 2018 году составило 2,1:1, а в 2019 году – 4,1:1. Это подтверждает то, что весной содержание нитратного азота в почвах Тюменской области обычно больше, чем аммонийного. Тем не менее, при оценке содержания доступного азота в почве перед посевом сельскохозяйственных культур в Тюменской области необходимо учитывать, как минимум, две его формы – аммонийную и нитратную. Измерение содержания только нитратной формы азота в почве будет давать заниженные результаты по содержанию доступного азота в почве.

Аналогичную динамику по содержанию подвижных форм фосфора и калия от внесения минеральных удобрений проследить не удалось несмотря на то, что максимальная доза внесения фосфора и калия в опыте составляла до 47 кг/га по действующему

веществу. Содержание подвижных форм фосфора и калия в почве в фазу всходов яровой пшеницы относительно их содержанию в почве перед посевом менялось как в сторону увеличения, так и в сторону уменьшения. Обе вытяжки (0,5 М уксусной кислотой и 0,1 М масляной кислотой) показали неудовлетворительные результаты.

Тем не менее, получилось зафиксировать снижение подвижных форм фосфора в почве за 2 года выращивания сельскохозяйственных культур (рис. 2). Его содержание изменилось из-за выноса с урожаем сельскохозяйственных культур и переходом в другие формы нахождения в почве [3, 4]. Таким образом, оценка обеспеченности почв Тюменской области подвижным фосфором, основанная на содержании солей ортофосфорной кислоты, необъективна. Из этого можно сделать вывод, что требуется измерение и других форм фосфора, которые могут быть доступным растениям, по аналогии с измерением различных форм неорганического азота (нитратная и аммонийная).

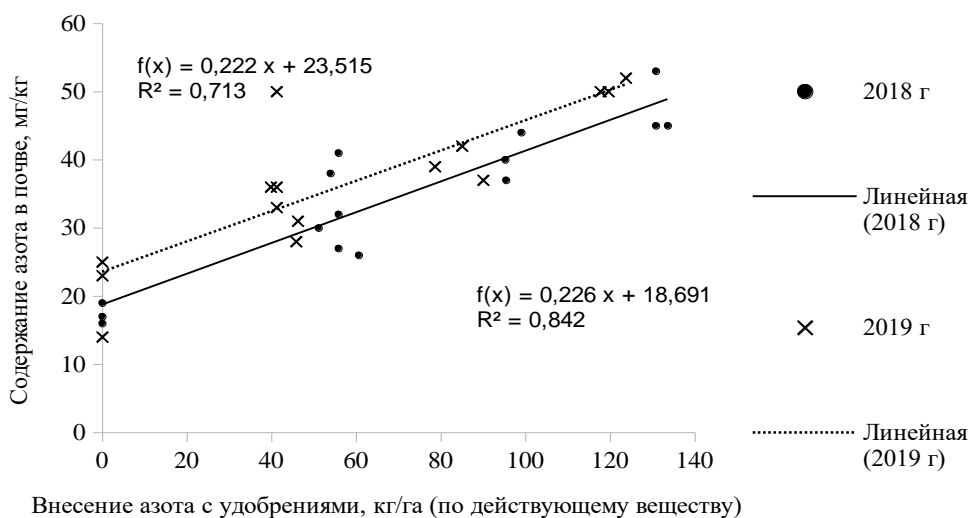


Рисунок 1. Содержание минерального азота ($N-NH_4$ и $N-NO_3$) в почве в фазу всходов яровой пшеницы в зависимости от количества внесённых удобрений

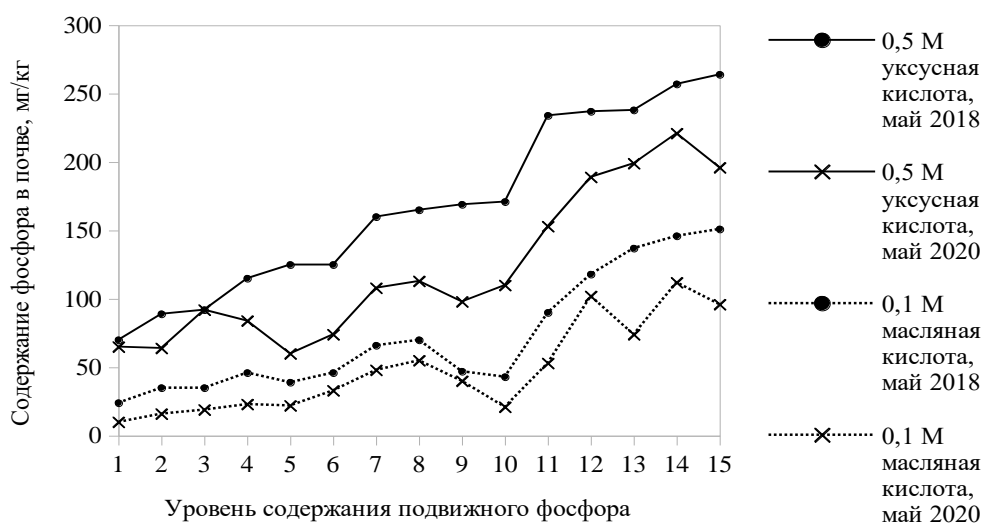


Рисунок 2. Изменение содержания подвижного фосфора (P_2O_5) в почве за 2 года

За 2 года содержание подвижных форм калия, извлечённых 0,1 М раствором масляной кислоты снизилось на всех участках. При использовании более сильной вытяжки (0,5 М раствором уксусной кислоты) видно, что при содержании подвижного калия в 2018 г до уровня 100 мг/кг его содержание увеличилось, а при более высоком – осталось на уровне (рис. 3). Снижение наиболее подвижных форм калия при увеличении количестве менее подвижных говорит о необходимости учитывать его различные формы при оценке обеспеченности растений калием.

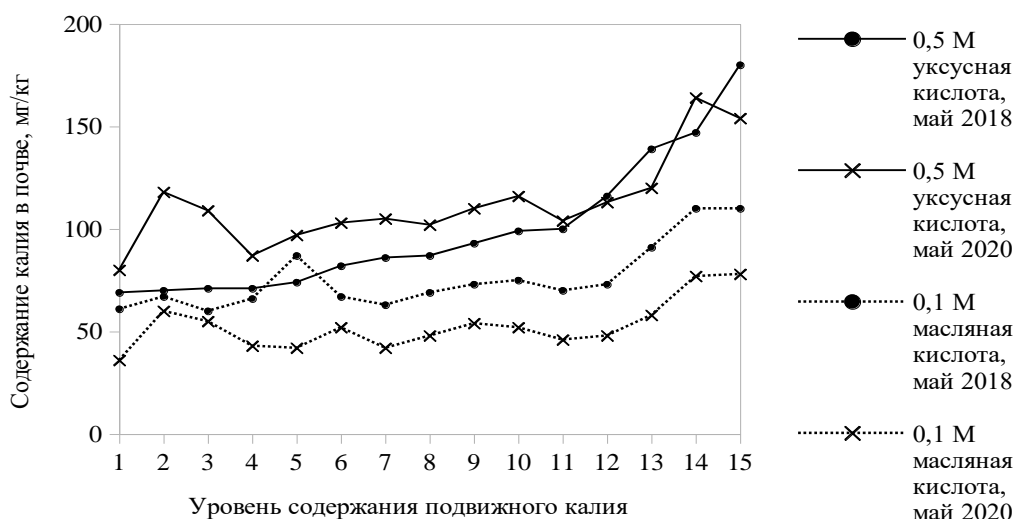


Рисунок 3. Изменение содержания подвижного калия (K_2O) в почве за 2 года

Заключение

Таким образом, агрохимический анализ почвы на содержание в ней подвижных форм азота, фосфора и калия требует различного подхода в зависимости от почвенных и климатических условий. Элементы входят в состав различных соединений с неодинаковой растворимостью, а значит и доступностью растениям. Использование стандартных подходов к анализу содержания элементов питания в почве по сумме различных соединений имеет низкую точность в практической деятельности.

Финансовая поддержка: Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 19-316-90001.

Литература

1. Абрамов Н.В., Семизоров С.А., Шерстобитов С.В. Земледелие с использованием космических систем // Земледелие, 2015. № 6. С. 13–18.
2. Дёмин Е.А., Ерёмин Д.И. Азотный режим кукурузы, выращенной по зерновой технологии в лесостепной зоне Зауралья // Вестник Алтайского государственного аграрного университета, 2017. № 12 (158). С. 10–16.
3. Варламова Л.Д., Нефедьева В.В. Изменение фракционного состава фосфатов при многолетнем применении удобрений // Аграрная наука Евро-Северо-Востока, 2014. № 5 (42). С. 38–42.
4. Ahmed W, Jing H, Kaillou L, Qaswar M, Khan MN, et al. Changes in phosphorus fractions associated with soil chemical properties under long-term organic and inorganic fertilization in paddy soils of southern China. PLOS ONE, 2019. 14(5):e0216881. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0216881>

DETERMINATION OF LABILE SOIL NITROGEN, PHOSPHORUS AND POTASSIUM IN LEACHED CHERNOZEM

D.V. Chikishev, N.V. Abramov, N.S. Larina

The influence of different norms of mineral fertilizers on changes in the content of nitrogen, phosphorus, and potassium in the soil and the yield of spring wheat was studied in the experiment. The results of agrochemical analyzes showed that inorganic nitrogen compounds (ammonium ion and nitrate ion) have high mobility in the soil. Compounds of phosphorus and potassium are less mobile, but at the same time migrate from one form to another.

Keywords: nitrogen, phosphorus, potassium, plant nutrition.

УДК 631.41

ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ И РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ В ПРИБРЕЖНЫХ ПОЧВАХ (НА ПРИМЕРЕ ПОБЕРЕЖЬЯ БАРЕНЦЕВА МОРЯ)

Е.В. Шамрикова, С.В. Денева

Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН, Сыктывкар, Республика Коми, Россия, e-mail: denewa@rambler.ru

Показаны особенности накопления и распределения различных форм элементов (С, Na, К, Са, Mg, Al, Fe, Mn) в почвах, формирующихся в различных ландшафтно-геохимических условиях прибрежной территории Баренцева моря. Выделены две группы почв, существенно различающиеся по генезису. К первой относятся широко распространенные засоленные маршевые почвы, формирующиеся в условиях периодического затопления приливыми и нагонными морскими водами. Вторая группа – почвы тундровых экосистем, подверженные влиянию моря лишь посредством выпадения морских аэрозолей. Почвы находятся в естественном, не нарушенном антропогенной деятельностью состоянии. Неоднородность исследуемого пространства прибрежной территории проявляется как в радиальной дифференциации химических элементов, так и вариативности показателей по вертикали генетических горизонтов почвенных профилей.

Ключевые слова: маршевые и тундровые почвы, валовые формы, подвижные формы, Хайпудырская губа.

Введение

Российская Федерация имеет самую длинную в мире береговую линию. Прибрежная арктическая зона России на сегодняшний день исследована недостаточно [1, 8, 11]. Одним из наименее изученных остается побережье Баренцева моря [10, 13]. Вместе с тем, региональные особенности морских берегов обуславливают многообразие комбинаций факторов существования приморских экосистем.

Связующим звеном биологического и геологического круговорота веществ Земли является почва – своеобразная буферная система, обеспечивающая развитие всех компонентов экосистем и биосферы в целом. Информация о фоновом содержании различных форм элементов в почвах является обязательным условием рационального природопользования, необходима для регионального и локального мониторинга [3, 4, 7, 12 и др.].

Цель работы – определить закономерности распределения различных форм Na, K, Ca, Mg, Al, Fe и Mn и углерода в почвах побережья Баренцева моря (Хайпудырская губа).

Объекты и методы

Район исследований располагается в прибрежной части Хайпудырской губы Баренцева моря (68°19' с. ш., 59°33' в. д.). Разнообразие растительных ассоциаций, геоморфологических условий, почвообразующих субстратов, а также специфические климатические условия района определили значительную пестроту почвенного покрова. На исследуемой территории выделено пять наиболее характерных для данной местности участков, которые по уменьшению степени засоленности морскими водами образуют следующий ряд: участок I (затапливается регулярно, в каждый прилив, марши низкого уровня, моноценоз *Carex subspathacea*, почва: маршевая примитивная гиттиевая иловато-легкосуглинистая (Tidalic Fluvisols (Loamic, Protosalic) со строением профиля: W(0–3)–Ch_o–(3–24)–Co_g–(24–67)–CG(67–89)–CG_↓(89–97)) → участок II подвергается периодическому подтоплению солеными водами во время сизигийных приливов, штормов и нагонов воды, марши среднего уровня, опушечное осоково-злаковое сообщество с галофитами, почва: маршевая дерново-глеевая супесчаная (Tidalic Fluvisols (Arenic, Ochric, Epiptosalic) со следующим строением профиля: AYao(0–10)–AYh(10–19)–Co_g–(19–30)–CG(30–63)–CG(63–78)) → участок III находится на надпойменной террасе р. Море-ю, по расположению аналогичен участку II, марши среднего уровня, опушечное разнотравно-злаковое сообщество с галофитами, почва: маршевая примитивная дерново-глеевая тяжелосуглинистая (Tidalic Fluvisols (Loamic, Ochric, Epiptosalic), подстилаемая супесчаными отложениями, строение профиля: AYao(0–4)–AYh(4–11)–Ch_og–(11–30)–CG(30–57)–CG_↓(57–66)) → участок IV расположен на высоком обрывистом берегу, подверженном влиянию засоленных морских вод посредством выпадения морских аэрозолей, плоско-полигональный болотный комплекс (кустарничковое мохово-лишайниковое растительное сообщество), почва: торфяная олиготрофная мерзлотная (Cryic Follic Histosols) со следующим строением профиля: O(0–1)–T1(1–16)–T2(16–23)–T_↓(23–30)) → участок V находится на выровненной водораздельной территории, менее всех подверженной влиянию засоленных морских вод, пушицево-кустарничковая моховая тундра, почва – торфяно-глеезем криогенно-ожелезненный мерзлотный (Histic Reductaquic Cryosols), профиль которой с последовательностью следующих горизонтов: O(0–3)–T1(3–11)–T2(11–13)–G_{сфикс}(13–27)–G1(27–38)–G2(38–55(69))–G_↓(55(69)–75)) (рис. 1).



Рис. 1. Схема расположения участков исследования

В почвах I и III участка на глубине 3–30 см диагностировано погребение гумусово-аккумулятивного горизонта со слаборазложившимися оторфованными и заиленными минеральными прослойками. В пределах всех трех участков наблюдаются признаки жизнедеятельности птиц – помет, перья, поеди.

При проведении полевых исследований в различных ландшафтных условиях были заложены опорные разрезы, основной метод изучения которых – традиционный морфологический анализ вертикального почвенного профиля с последующим отбором проб по генетическим горизонтам в соответствии с требованиями ГОСТа 17.4.4.02-84 [2]. Содержание общего углерода органических соединений ($C_{\text{общ}}$) в твердой фазе почв определено на CHNS-элементном анализаторе EA 1110 (Carlo Erba, Италия). Разложение проб для нахождения валового содержания проведено методом микроволнового вскрытия с использованием СВЧ-минерализатора “Минотавр-2” (Россия, ООО “Люмэкс”) смесью концентрированных растворов азотной кислоты и перекиси водорода при $T = 200^{\circ}\text{C}$ под давлением 8 атмосфер, что обеспечивает полное разложение органической матрицы. Сравнительные испытания с образцами минеральных горизонтов показали, что извлечение таких элементов как Na, K, Ca, Mg достигается на 85–95 %. Подвижные формы элементов экстрагированы ацетатно-аммонийным буферным раствором с pH 4.8. Закономерности аккумуляции водорастворимых форм Na^+ , K, Mg^{2+} и Ca^{2+} данных почв были обсуждены ранее [15]. Массовая доля содержания элементов в пробах измерена методом атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно связанной плазмой Spectro Ciros SPECTROARCOS. Погрешность определения Na и K составляет 40, Ca, Mg, Ba и Sr – 30 %. Оценка гранулометрического состава проведена методом Н.А. Качинского. Измерение значений pH почв проводили на иономере универсальном Анион-4100 (Россия). Значения pH и электропроводности вод депрессий, распространенных на маршах низкого уровня, измеряли с помощью карманного влаго-непроницаемого измерителя HI 98130 (HANNA Instruments Deutschland GmbH, Германия). Относительная погрешность измерения значений pH ± 0.1 ед. pH, электропроводности – 5 %.

Названия почв даны в соответствии с классификацией и диагностикой почв России [9] и системой мировой базы почвенных ресурсов [16].

Результаты

Валовые формы элементов

Динамика изменения содержания общего углерода органических соединений засоленных почв существенно определяется влиянием водных объектов: непосредственно у моря (участки I и II), либо крупной водной артерии – реки Море-ю, несущей во время приливов большой объем морской воды вглубь материка (участок III). Регулярное наложение и перемешивание минеральной массы, приносимой водой, препятствует зарастанию территории, в результате чего большая часть участка I лишена растительного покрова, и поступление свежих растительных остатков на поверхность ограничено. В результате в почвах первого и третьего участков максимальным содержанием общего углерода отличаются подповерхностные горизонты, расположенные на глубине 3–30 см ($\omega(C_{\text{общ}}) \sim 40$ г/кг, табл. 1). Вышележащий илистый слой, образованный взвешенным материалом, приносимым приливным течением, содержит в 5–6 раз меньшее количество данного элемента. В почве второго участка, расположенного на более высоком уровне и затопляемого лишь в моменты массовых разливов (во время половодья в связи с весенним таянием снега), отмечается наличие хорошо сформированной оторфованной дернины. Указанные обстоятельства определяют накопление углерода в гумусово-акку-

мулятивных горизонтах ($\omega(C_{\text{общ}}) = \text{до } 75 \text{ г/кг}$, табл. 1) и закономерное снижение содержания элемента с глубиной.

Верхняя часть профиля зональных почв (участки IV и V) состоит из органического материала, обычно торфа, разной степени разложенности. Элементный состав ее в основном определяется составом поступающих на поверхность органических остатков – опада кустарничков, немногочисленных травянистых растений, и, главным образом, отмирающих частей мохообразных, формирующих подстилку, а также условиями их разложения. Общее содержание углерода органогенных горизонтов составляет 400–450 г/кг (табл. 1).

Валовое содержание натрия определяется близостью к морю: в поверхностных горизонтах засоленных почв, наиболее близко расположенных к урезу воды (участки I, II), оно составляет около 180 ммоль/кг. В нижележащей толще этих двух почв и во всех горизонтах более удаленного от моря разреза (участок III) содержание натрия в 1.5–2 раза ниже. По остальным элементам отмечена обратная закономерность. В частности, в первых двух почвах содержание марганца составляет менее 10, калия – в среднем около 50, магния – 250, железа – 400–800, алюминия 900–1700 ммольэкв/кг. В почве участка III содержание каждого элемента выше в среднем в 2 раза. Кроме того, данная почва существенно отличается от двух других и по гранулометрическому составу (табл. 2). В пределах трех верхних горизонтов маршевых почв первых двух участков (непосредственно у моря), доля частиц диаметром менее 0.01 мм составляет 10–20, участка III – 40–50 %. Более тяжелый гранулометрический состав удаленной маршевой почвы, вероятно, связан с сортировкой взмученного материала по пути переноса его рекой вглубь материка на расстояние около 10 км. Ближе к руслу полые воды имеют большие скорости течения, и здесь оседают наносы с преобладанием (до 50–60 %, табл. 2) фракции мелкого песка. По мере удаления от русла скорость водного потока замедляется, в составе отлагаемого аллювия преобладают фракции пылеватых и илистых частиц. Тонкодисперсные фракции обладают более высокой емкостью катионного обмена, с чем, по-видимому, и связано большее накопление K, Ca, Mg, Al, Fe в почве III участка.

Минеральный субстрат, имея существенные различия в абсолютных количествах валовых форм элементов-металлов, характеризуется достаточно равномерным относительным составом. Во всех объектах доля марганца от общего его содержания составляет менее 0.4, K – менее 3, Na и Ca – менее 10, Mg – 10–12, Fe – 20–30, Al – 40–60 %. Таким образом, элементный состав субстрата, выраженный в ммольэкв/кг, можно представить общей формулой $\text{MnK}_2\text{Na}_4\text{Ca}_4\text{Mg}_8\text{Fe}_{20}\text{Al}_{40}$.

Максимальное содержание натрия и калия (соответственно до 0.4 и 2.2 г/кг) на поверхности почв участков IV и V связано не только с биогенной их аккумуляцией, но и с импульсверизационными процессами [14]. В целом, изменение содержания элементов 1 и 2 группы периодической системы в профилях разнонаправлено.

Содержание Fe и Al в поверхностных горизонтах обеих зональных почв составляет около 1.8 г/кг. С глубиной в пределах торфяной толщи эти показатели возрастают 2–10 раз. Накопление Al и Fe на глубине 10–20 см возможно связано не только с нисходящей миграцией элементов из вышележащих горизонтов, но и с особенностями криогенного почвообразования – в связи с миграцией водных растворов к фронту промерзания [5, 6]. В водораздельной почве участка IV максимум валовых форм Fe приходится на надмерзлотный слой, далее этот показатель снижается в два раза. Вероятно, мерзлота, присутствующая в почвенном профиле, формирует геохимический барьер, препятствующий дальнейшей миграции данного элемента. Однако в отношении валовых форм Al такой закономерности не выявлено.

Таблица 1

Физико-химический состав почв

Горизонт	Глубина	pH _{H2O}	pH _{KCl}	Массовая доля валовых/подвижных форм элементов, г/кг										*судя, %
				С _{общ}	Ca	Mg	Na	K	Fe	Al	Mn			
Участок I. Почва: маршевая примитивная гитиевая иловато-легкоуглинистая (Tidalic Fluvisols (Loamic, Protosalic))														
W	0-3	7.17	-	9.1	6.7/4.80	3.9/1.50	4.2/2.20	2.0/0.52	14.0/1.20	9.3/0.016	0.290/0.190	0.290/0.190	11	
Ch _o ~	3-24	5.98	-	41.0	2.4/0.72	3.3/0.77	2.8/3.10	2.3/0.41	10.0/0.27	10.9/0.030	0.092/0.010	0.092/0.010	13	
Co _o g~	24-67	6.82	-	10.7	3.1/1.50	4.2/1.00	2.6/2.50	3.1/0.53	16.0/0.40	16.0/0.032	0.260/0.021	0.260/0.021	14	
CG	67-89	7.19	-	14.4	3.2/1.80	4.8/1.30	3.9/4.00	3.3/0.63	16.0/1.60	15.0/0.041	0.170/0.080	0.170/0.080	17	
Участок II. Почва (Tidalic Fluvisols (Arenic, Ochric, Epiptosalic))														
A _{Yao}	0-10	4.77	4.54	75.0	2.4/0.91	2.7/0.87	4.0/4.10	1.9/0.60	8.0/0.68	8.3/0.120	0.071/0.009	0.071/0.009	-	
A _{Yh}	10-19	5.52	5.07	13.4	2.2/0.40	2.6/0.49	1.8/1.80	2.1/0.37	7.2/0.058	9.4/0.054	0.077/0.005	0.077/0.005	11	
Co _o g~	19-30	3.58	3.31	4.8	2.1/0.36	2.3/0.47	2.1/2.10	1.8/0.30	8.3/0.67	8.0/0.062	0.080/0.015	0.080/0.015	8	
CG	30-63	4.10	3.82	7.1	2.4/0.64	3.0/0.52	2.6/2.60	2.4/0.42	11.0/0.52	10.6/0.043	0.110/0.023	0.110/0.023	11	
CG	63-78	5.45	5.07	11.4	2.5/0.73	3.9/0.81	3.4/3.20	3.0/0.60	13.0/0.39	13.0/0.033	0.130/0.027	0.130/0.027	14	
Участок III. Почва: маршевая примитивная дерново-глеевая тяжелоуглинистая ((Tidalic Fluvisols (Loamic, Ochric, Epiptosalic))														
A _{Yao}	0-4	6.21	-	6.1	3.0/1.60	6.6/1.40	2.7/2.60	4.5/0.69	24.0/1.00	22.0/0.037	0.480/0.390	0.480/0.390	18	
A _{Yh}	4-11	6.46	-	38.0	2.9/1.30	7.0/1.30	2.0/2.00	4.0/0.55	24.0/0.83	24.0/0.047	0.310/0.140	0.310/0.140	19	
Ch _o g~	11-30	6.69	-	26.0	2.4/0.78	6.0/0.10	2.3/2.30	3.7/0.57	19.0/0.77	21.0/0.076	0.150/0.012	0.150/0.012	23	
CG	30-57	7.20	-	5.3	2.5/0.76	3.2/0.62	1.3/1.30	1.7/0.26	9.3/1.30	8.6/0.026	0.160/0.120	0.160/0.120	7	
Участок IV. Почва: торфяная олиготрофная мерзлотная (Cryic Folic Histosols)														
O	0-1	3.87	2.80	434.0	1.8/0.81	1.5/0.82	0.5/0.29	1.2/0.73	1.7/0.017	1.5/0.018	0.082/0.048	0.082/0.048	-	
T1	1-16	3.96	2.73	447.0	1.9/1.10	1.2/0.97	0.3/0.22	0.4/0.26	1.3/0.012	1.1/0.009	0.010/0.005	0.010/0.005	-	
T2	16-23	3.98	2.91	444.0	2.0/1.10	0.7/0.54	0.2/0.14	0.3/0.12	15.0/1.20	2.3/0.071	0.010/0.004	0.010/0.004	-	
T1	23-30	4.04	3.03	468.0	2.9/1.00	0.8/0.47	0.2/0.15	0.3/0.054	7.9/0.13	3.5/0.059	0.014/0.006	0.014/0.006	-	
Участок V. Почва: торфяно-глеезем криогенно-ожелезненный мерзлотный (Histic Reductaquic Cryosols)														
O	0-3	3.80	2.84	403.0	2.0/0.75	1.1/0.43	0.4/0.20	2.2/1.20	1.7/0.014	1.8/0.019	0.510/0.310	0.510/0.310	-	
T1	3-11	3.93	2.91	409.0	2.5/1.40	1.2/0.78	0.1/0.08	0.7/0.36	1.2/0.019	1.2/0.029	0.210/0.170	0.210/0.170	-	
T2	11-13	4.43	3.51	310.0	2.8/2.10	1.6/0.72	0.1/0.057	1.4/0.40	14.0/1.90	8.3/0.240	0.320/0.290	0.320/0.290	-	
G _{эфрик}	13-27	5.51	3.59	3.7	2.5/0.93	2.9/0.43	0.2/0.007	3.1/0.10	22.0/0.52	28.0/0.120	0.220/0.070	0.220/0.070	15	
G1	27-38	5.48	3.97	3.9	1.9/1.10	3.5/0.46	0.1/0.008	2.5/0.11	15.0/0.30	19.0/0.120	0.230/0.016	0.230/0.016	16	
G2	38-55(69)	5.53	4.13	7.5	2.1/1.20	3.6/0.50	0.2/0.014	2.7/0.11	17.0/0.31	21.0/0.160	0.190/0.015	0.190/0.015	18	
G1	55(69)-76	5.92	4.40	4.6	2.3/1.20	3.3/0.42	0.2/0.008	2.3/0.11	15.0/0.15	18.0/0.108	0.710/0.031	0.710/0.031	15	

Примечание. *олюф – массовая доля илистой фракции; “-” – не определено.

Относительный состав элементов в пределах трех верхних горизонтов торфяных почв следующий: доля Na и Mn от суммы изучаемых элементов-металлов составляет менее 4, K – 6–10 %, Ca и Mg – 5–30 %. Для всех пяти элементов характерно снижение содержания с глубиной, что противоположно изменению вклада железа, доля которого в глубь профиля возрастает от 20 до 40 (почва участка IV) и до 70 % (почва участка V), доля алюминия колеблется в пределах всего профиля от 20 до 50 %.

Подвижные формы элементов

В засоленных почвах Na, Mg и Ca, при значительном колебании содержания их в профилях, в наибольшем количестве накапливаются в поверхностных горизонтах (соответственно составляют 2.2–4.1, 0.9–1.5 и 1–4.8 г/кг). В изменении содержания всех исследуемых элементов с глубиной закономерностей не выявлено. В относительном содержании – от трети до половины всех подвижных форм приходится на натрий, вклад остальных компонентов крайне неравномерен.

В незасоленных торфяных почвах в пределах трех верхних горизонтов отмечено отчетливое накопление с глубиной Fe и Al. Содержание первого элемента колеблется в пределах от 0.1 до 2 г/кг, второго – от 0.02 до 0.07–0.24 г/кг. Обратную динамику имеют Na, K и Mn, содержание которых вглубь профиля снижается в 2–5 раз. Каких-либо закономерностей в распределении Ca и Mg не выявлено. В относительном составе на фоне достаточно стабильного содержания Ca с глубиной снижается доля Na, K, Mg, Mn и существенно растет вклад Al и Fe.

На рис. 2 приведены диаграммы содержания (ммольэкв/кг) разных форм элементов в трех верхних горизонтах почв, которые для каждого разреза обозначены от поверхности как 1, 2, 3. Во всех изучаемых почвах в состав наиболее устойчивых соединений входят алюминий и железо, в подвижную вытяжку их переходит соответственно менее 10 и 5 % от валового содержания. В отношении других элементов в различных почвах этот показатель различается существенно. Вклад подвижных форм K и Mg в общее содержание в минеральных горизонтах почв составляет менее 20, в органогенных – 30–80 %. Доля подвижных форм Mn в верхних горизонтах всех исследуемых почв достигает 90, в нижних минеральных горизонтах – 10–20 %. Наиболее полно в NH₄Cl-вытяжку экстрагируется Na.

Водорастворимые формы элементов

Закономерности изменения состава водных вытяжек образцов из верхних трех горизонтов почв приведены ранее [15]. Здесь отметим, что содержание водорастворимых форм натрия совпадает (90–100 %, участки I, II) или близко (50–80 % участки III, IV, V) к валовым. Доля водорастворимой фракции катионов Ca, Mg и K от соответствующих валовых форм для всех объектов (как органогенных, так и минеральных горизонтов) не превышает 20 %. Наиболее прочно Ca, Mg и K связаны с твердой матрицей в почве участка III – в водную вытяжку переходят лишь 2–7 % этих элементов от общего содержания. При этом горизонты именно этого разреза, как указывалось выше, содержат высокое валовое содержание Mg и K, а также максимальную долю физической глины. Возможно, эти элементы входят в состав нерастворимых соединений тонкодисперсной фракции. В зональных торфяных горизонтах магний среди щелочных и щелочеземельных металлов также минимально экстрагируется водой (5–9 %).

Заключение

Исследование прибрежных почв Хайпудырской губы показало, что на сравнительно небольшой площади, находящейся в зоне влияния морских течений, существует своеобразная совокупность факторов педогенеза, обуславливающая формирование

здесь специфических почв с широким диапазоном варьирования разных форм элементов (С, Na, K, Ca, Mg, Al, Fe, Mn).

Под действием приливов и отливов за счет седиментации пылеватых и илистых отложений по отлогим низким берегам накапливается значительная часть осадков. Результатом чего является образование почвенных слоев, существенно отличающихся по составу и свойствам. На высоких позициях рельефа с тундровыми экосистемами, подверженными влиянию моря лишь посредством выпадения морских аэрозолей в результате переноса их воздушными массами, на формирование почв наибольшее влияние оказывают зональные факторы почвообразования.

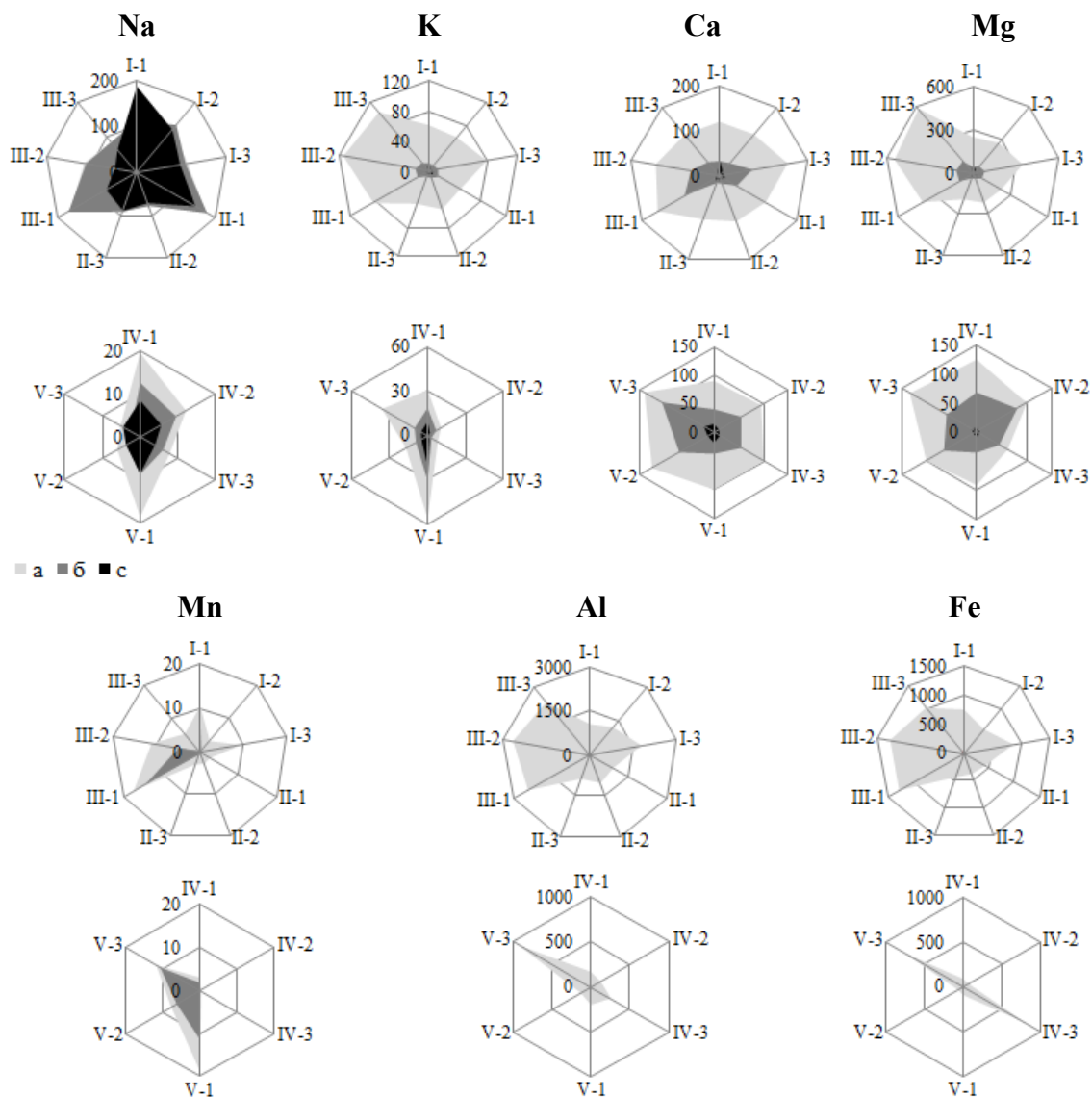


Рис. 2. Содержание элементов в почвах (ммольэкв/кг): I–V – номера участков с почвенными разрезами (I–III – засоленные, IV–V – незасоленные; 1–3 – порядковый номер горизонта почв от поверхности; а – валовые, б – подвижные, в – водорастворимые формы

Результаты исследований могут быть использованы при разработке нормативных природоохранных документов, стать основой для планирования региональных экологических программ при оценке антропогенного воздействия на компоненты природной среды арктических и субарктических регионов европейского Северо-Востока.

Благодарность

Исследования выполнены в рамках проекта № 20-04-00445а Гранта РФФИ “Факторы и механизмы стабилизации органического вещества в почвах экстремальных условий (на примере арктических экосистем)”.

Литература

1. Бахмет О.Н. Особенности почв скальных ландшафтов Карельского побережья Белого моря // Ученые записки Петрозаводского государственного университета. Сер.: Сельскохозяйственные науки, 2013. № 6. С. 55–59.
2. ГОСТ 17.4.4.02-84. Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа: Сб. ГОСТов. М.: Стандартинформ, 2008. 8 с.
3. Дымов А.А., Лаптева Е.М., Калашников А.В., Денева С.В. Фоновое содержание тяжелых металлов, мышьяка и углеводов в почвах Большеземельской тундры // Теоретическая и прикладная экология, 2010. № 4. С. 24–30.
4. Жарикова Е.А. Геохимическая характеристика почв восточного побережья Северо-Сахалинской низменности // Почвоведение, 2017. № 1. С. 40–47. <https://doi.org/10.7868/S0032180X17010154>
5. Иванова Е.Н., Полянцова О.А. Почвы европейских тундр // Труды Коми филиала АН СССР. Сыктывкар, 1952. Сер. географическая. Вып. 1. С. 72–122.
6. Игнатенко И.В. Почвы восточно-европейской тундры и лесотундры. М.: Наука, 1979. 278 с.
7. Московченко Д.В. Биогеохимические особенности верховых болот Западной Сибири // География и природные ресурсы, 2006. № 1. С. 63–70.
8. Орешникова Н.В., Красильников П.В., Шоба С.А. Маршевые почвы Карельского берега Белого моря // Вестник Московского университета. Сер.17, почвоведение, 2012. № 4. С. 13–20.
9. Полевой определитель почв России. М.: Почвенный ин-т им. В.В. Докучаева, 2008. 182 с.
10. Сергиенко Л.А., Минаева Т.Ю., Денева С.В. Прибрежные экосистемы – уникальное биоразнообразие и пути его сохранения // «ЭкоПечора 2014» – «Экосистемный подход природопользования в Арктике: преимущества и перспективы». Материалы международной научно-практической конференции (16–17 октября 2014 г., г. Нарьян-Мар, НАО РФ). Нарьян-Мар, 2014. С. 46–52.
11. Сидорова В.А., Святова Е.Н., Цейц М.А. Пространственное варьирование свойств маршевых почв и их влияние на растительность (Кандалакшский залив) // Почвоведение, 2015. № 3. С. 259–267. <https://doi.org/10.7868/S0032180X15030119>.
12. Федоров Ю.А., Минкина Т.М., Шипкова Г.В. Тяжелые металлы в ландшафтах верховых болот Псковской области // География и природные ресурсы, 2017. № 2. С. 46–55. [https://doi.org/10.21782/GIPR0206-1619-2017-2\(46-55\)](https://doi.org/10.21782/GIPR0206-1619-2017-2(46-55))
13. Черноусенко Г.И., Орешникова Н.В., Украинцева Н.Г. Засоление почв побережья северных и восточных морей России // Почвоведение, 2001. № 10. С. 1192–1206.
14. Шамрикова Е.В., Денева С.В., Панюков А.Н., Кубик О.С. Свойства почв и характера растительности побережья Хайпудырской губы Баренцева моря // Почвоведение. 2018. № 4. С. 401–412. <https://doi.org/10.7868/S0032180X18040020>
15. Шамрикова Е.В., Кубик О.С., Денева С.В., Пунегов В.В. Состав водорастворимой фракции почв побережья Баренцева моря: органический углерод и азот, низкомолекулярные компоненты // Почвоведение, 2019. № 11. С. 1322–1338. <https://doi.org/10.1134/S0032180X19110108>
16. IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No 106. FAO, Rome, 2014. 181 p.

ACCUMULATION AND DISTRIBUTION OF CHEMICAL ELEMENTS IN COASTAL SOILS (ON SAMPLE OF THE BARENTS SEA COAST)

E.V. Shamrikova, S.V. Deneva

The paper highlights accumulation and distribution of different elements (C, Na, K, Ca, Mg, Al, Fe, Mn) in soils formed in various landscape-geochemical conditions on the Barents Sea coast. There

are two groups of soils largely differing by the genesis. The first group includes widely distributed salt marshy soils being regularly over-flooded with tide and piled-up sea waters. The second group includes tundra soils which are affected by sea only in form of precipitating sea aerosols. Both soils are natural and not anthropogenically disturbed.

The heterogeneity of the study coastal area is evidenced by both the radial differentiation of chemical elements and the variability of parameters downward soil genetic horizons.

Keywords: marshy and tundra soils, total forms, mobile forms, the Khaipudyrskaya Bay.

UDC: 631.41

A COMPARATIVE ANALYSIS OF THE TRANSFORMATION OF COPPER OXIDE AND COPPER OXIDE NANOPARTICLES IN HAPLIC CHERNOZEM

T.V. Bauer¹, T.M. Minkina², M.V. Burachevskaya², S.S. Mandzhieva²

¹Federal Research Centre the Southern Scientific Centre of the Russian Academy of Sciences, Rostov-on-Don, Russia, e-mail: bauertatyana@mail.ru

²Southern Federal University, Rostov-on-Don, Russia

In recent years the study of the influence of nanoparticles (NPs) on the environment has attracted much interest as nanotechnology is becoming the key technology of the future generation. Safety issues related to the use of metal NPs and their environmental impact are of serious concern, particularly Cu-based NPs as they have been commonly used in several industries nowadays. This paper considers the transformation of CuO in Haplic Chernozem depending on the degree of dispersion (macrosized and nanosized CuO). It was shown that CuO NPs underwent a stronger transformation due to the high reactivity of smaller particles. The increase in the mobility of Cu in the soil is mainly due to the formation of complex forms of metal with organic matter. This indicates a high environmental risk when soil is contaminated with CuO NPs compared with its arrival as macrosized CuO.

Keywords: soil, Cu oxide, nanoparticles, mobile forms.

Introduction

Today, nanotechnology is one of the fastest growing and most promising technologies. Nanoparticles (size range 1–100 nm) can remain in the environment for a long time. They can be absorbed and moved between organisms of different trophic levels, undergoing biodegradation and bioaccumulation along the food chain [2, 17].

Unlike a large number of studies on the toxic effects of heavy metals in macro-dispersed form (more than 100 nm) on soil, plants and microbiota, the toxicity of metal NPs is poorly understood [8] and is focused mainly on the study of their effects on human and animal cells [5]. Contamination caused by NPs (called nanopollution) is considered to be the most difficult type of pollution to control due to the lack of information on the toxicity, behaviour and effects on soil and living organisms even under laboratory conditions [4]. Nanoparticles size directly affects their behavior, transport, and fate in the environment. Nanoparticles that are of small diameter can be highly mobile, which could enhance their bioavailability compared to larger particles [16].

The soil is the main absorber of industrial NPs released into the environment [3]. Thus, there is a greater risk of environmental degradation in regions with increased concentrations of metal NPs in the soil, which can later lead to a number of human health problems [7].

To understand the potential effects of metal NPs on the environment, it is necessary to study their transformation and migration in the soil. The aim of this work was to study the

features of transformation of CuO and CuO NPs in the soil. The safety issues related to the use of metal NPs and their environmental impact are of particular concern regarding Cu-based nanomaterials due to their widespread use in agriculture [15]. Due to its antimicrobial and biocidal activities, CuO NP has attracted more researchers than other metal NP for medical applications [14]. Given its low production cost and high antifungal, electrical, optical, and catalytic properties, nano-copper is widely applied in various products, including antifungal agents, sensors, metallic inks, and colorimetric probes [19].

Objects and methods

In order to study the influence of particle size on CuO transformation in the soil, a model experiment was conducted. To lay out the model experiment, samples were collected from the upper layer of virgin soil (0–20 cm), represented by Haplic Chernozem (Rostov region, Russia). Haplic Chernozem is widely spread in the steppe zone in Southern Russia. This soil is favorable for crop production. Therefore, it can serve as a model to conduct natural soil monitoring studies in the south of Russia.

The soil has the following physical and chemical parameters: C_{org} , 3.7 %; $CaCO_3$, 0.1 %; pH_{H_2O} , 7.3; cation exchange capacity, 37.1 mmol(+)/100 g; exchangeable cations (mmol(+)/100 g): Ca^{2+} , 31.0, Mg^{2+} , 4.5; physical clay fraction (particles < 0.01 mm), 53.1 %; clay fraction (particles < 0.001 mm), 32.4 %.

A 3-cm layer of washed glass was laid on the bottom of plastic vessels with a volume of 2 L for drainage. The 2 kg soil sample was sifted through a 2 mm sieve and placed into the vessels. Macrosized and nanosized CuO was introduced into the soil at a dose of 300, 2000 and 10000 mg kg^{-1} in accordance with the experimental design:

1. Control (uncontaminated soil)
2. CuO 300 mg kg^{-1}
3. CuO 2000 mg kg^{-1}
4. CuO 10000 mg kg^{-1}
5. CuO NPs 300 mg kg^{-1}
6. CuO NPs 2000 mg kg^{-1}
7. CuO NPs 10000 mg kg^{-1} and the experiment was conducted in triplicate.

The 300 mg kg^{-1} dose of metals in soil corresponds to the existing level of soil pollution in the Rostov region (Russia) [1]. High levels of soil pollution (2000 – 10000 mg kg^{-1} and more) are found near mining and processing enterprises of non-ferrous metal ores and other chemical enterprises [12].

For soil saturation, two reference compounds were used: macrosized CuO (particle size 3–5 μm , analytical grade CuO, divalent copper oxide [6]) and nanosized CuO (particle size less than 30–50 nm, manufacturer Alfa Aesar). Copper oxide NPs were used, as received, without further purification or modification. The NPs properties were characterized by transmission electron microscopy (TEM) (Tecnai G2 Spirit Bio TWIN, Netherlands) to determine particle shape, and zeta potential analyser to check stability and hydrodynamic size in suspension (Table 1). Copper oxide NPs were poured into double-distilled water to prepare the required concentration (10 g/L). To achieve well mixed dispersion and to minimise aggregation and agglomeration, the NP solution was shaken and ultrasonicated (stabilisation step) before application in the batch experiments [10].

Soil incubation took place at a temperature of 20–22 °C under natural light conditions. The humidity of the soil was constantly retained corresponding to the lowest moisture capacity. The collection of soil samples for analysis was performed after eight months of incubation.

The parallel extraction scheme was used to determine the contents of loosely bound compounds of Cu [13]. The following solutions (50 mL each) were added to the prepared soil sample (5.0 g):

- 1) an ammonium acetate buffer solution (1M CH₃COONH₄) with pH 4.8,
- 2) 1 % solution of EDTA in 1M CH₃COONH₄,
- 3) 1M HCl.

Table 1

Characteristics of CuO nanoparticles used in the experiment

Characteristic	CuO
The size of the original particles (nm)	30–50
The hydrodynamic diameter (nm)	217.9 ± 14.3
Z- potentiality (mV)	-32.65 ± 0.04
Purity (%)	99
Form, morphology	Irregular
Crystal structure	Monoclinic
Presence of other elements	Ba, Cd, Fe, Mg, P, Sr, Ca, Co, K

The time of the extraction was 18 h. Extraction was performed at room temperature and the extracts were filtered with preliminary agitation for 3 min.

The metal compounds extracted with 1M CH₃COONH₄ are classified as exchangeable. The 1 % EDTA in 1M CH₃COONH₄ presumably extracts exchangeable metal compounds and those bound in the organometallic complexes; hence, the difference between the metal content in 1 % EDTA in 1M CH₃COONH₄ and 1M CH₃COONH₄ extracts should characterize the content of metals in complexes with the organic matter in the soil.

The 1M HCl extracts specifically adsorbed metals together with exchangeable metal compounds. A considerable part of the specifically adsorbed metals is relatively loosely fixed by iron, aluminum and manganese oxides and hydroxides, and by carbonates. The contents of specifically adsorbed metal compounds are calculated by the differences between the amounts extracted with 1M HCl and 1M CH₃COONH₄. These compounds can be considered as a transitional group between loosely and firmly bound metals [13].

Analysis of Cu content in soil extracts was determined by atomic absorption spectrophotometry (AAS) (KVANT 2-AT, Kortec Ltd., Russia). The total Cu content in the soils studied in the model experiment was determined by X-ray fluorescence on spectroscan MAKС-GV (Russia).

The data obtained from the analyses were treated statistically using STATISTICA 10.0 for Windows. Different analyses of variance (ANOVA) were carried out to verify the influence of CuO and CuO NPs treatment on the parameters measured over the entire experiment. The Kolmogorov–Smirnov test to check the normality of the data and the Levene test for homogeneity of variances was applied. All the data were presented as the mean ± the standard deviation (SD) and were separated by applying the post-hoc Tukey's honest significant difference test (HSD, $p \leq 0.05$).

Results and discussion

The total content of Cu in uncontaminated soil was 45 mg kg⁻¹ (Table 2) and corresponded to the background level for Haplic Chernozem [11]. These indicators exceed the Clark Cu value for soils by 2.3 times (20 mg kg⁻¹) according to A.P. Vinogradov [18], which indicates relative enrichment of the studied Haplic Chernozem with respect to Cu.

The number of loosely bound Cu compounds in the soil samples was low and amounted to only 6 % of the total content (Table 2). The main role in the strong fixation of potentially toxic elements is assigned to the favourable physical and chemical properties of Haplic Chernozem (heavy silty loam, high humus content, presence of highly-dispersed carbonates, weak

alkaline reaction of the medium, high absorption capacity). The mobility of Cu in uncontaminated soil is mainly due to specifically adsorbed metal compounds (Table 3). In general, the transformation of the metal in the composition of loosely bound compounds follows this path: specifically adsorbed > exchangeable > complex (Table 3).

Table 2

Total content and loosely bound Cu compounds in Haplic Chernozem with the application of various doses of the macro- and nanosized metal oxides

Dose of metal, mg/kg	Total content, mg/kg	Compounds			
		Exchangeable, mg kg ⁻¹	Complex, mg kg ⁻¹	Specifically adsorbed, mg kg ⁻¹	loosely bound, mg kg ⁻¹ (% of the total content)
uncontaminated soil	45 ± 2.6	0.4 ± 0.1	0.3 ± 0.1	1.8 ± 0.3	2.5 (6)
CuO 300	340 ^a ± 23.8	8.0 ^{ab} ± 0.6	24.1 ^{ab} ± 1.3	20.2 ^{ab} ± 3.0	52.3 (15)
CuO 2000	2031 ^a ± 91.7	148 ^{ab} ± 15.3	196 ^{ab} ± 12.7	357 ^{ab} ± 20.6	701 (35)
CuO 10000	10023 ^a ± 172	1201 ^{ab} ± 54.0	1401 ^{ab} ± 69.0	1678 ^{ab} ± 64.0	4279 (43)
CuO NPs 300	353 ^a ± 16.0	16.0 ^a ± 1.1	31.0 ^a ± 2.2	39.0 ^a ± 3.2	86.0 (24)
CuO NPs 2000	2037 ^a ± 82.0	260 ^a ± 15.0	397 ^a ± 18.0	300.0 ^a ± 23.0	957 (47)
CuO NPs 10000	10028 ^a ± 136	1608 ^a ± 84.0	2409 ^a ± 101	1788 ^a ± 80.0	5805 (58)

a – the difference with the uncontaminated soil

b – the difference with the NPs

For each parameter, values followed by different letters differ significantly with *P* < 0.05

Table 3

The relative content of loosely bound Cu compounds in Haplic Chernozem with the application of various doses of the macro- and nanosized metal oxides, % of the total content

Dose of metal, mg kg ⁻¹	Exchangeable compounds	Complex compounds	Specifically adsorbed compounds
uncontaminated soil	1	1	4
CuO 300	2	7	6
CuO 2000	7	10	18
CuO 10000	12	14	17
CuO NPs 300	5	9	11
CuO NPs 2000	13	19	15
CuO NPs 10000	16	24	18

The addition of CuO and CuO NPs leads to an increase in loosely bound metal compounds in the soil. This analysis has shown that the content of extracted loosely bound Cu compounds from contaminated samples is tens to hundreds of times higher than the amount of extracted metal compounds from the uncontaminated (control) soil (Table 2). The higher the dose of application is, the stronger is the metal mobility in the soil due to the increase in exchangeable, complex and specifically adsorbed forms. With an increase in the dose of metal, the greatest increase is characteristic of complex Cu forms (Table 3) due to the strong ability of the metal to form complexes with the organic matter in the soil [9]. The peculiarities of Cu transformation in soil introduced as NPs have been established and found to be associated with a large increase in the loosely bound metal compounds (21–52 %) as compared with the macrosized CuO (9–37 %) (Table 2).

Conclusions

The features of Cu compound transformation in Haplic Chernozem were studied under the conditions of a model experiment. The transformation process depends heavily on the dose and particle size of the metal compound. The addition of CuO and CuO NPs leads to an increase in loosely bound metal compounds in the soil. The mobility of Cu increases to a greater degree when a nanosized CuO enters into soil in comparison with a macrosized CuO. The increase in mobility is mainly due to the formation of complex Cu compounds with organic matter.

Acknowledgments

The reported study was funded by RFBR, project number 19-34-60041.

References

1. Bauer T., Pinski D., Minkina T., Nevidomskaya D., Mandzhieva S., Burachevskaya M., Chaplygin V., Popileshko Y. Time effect on the stabilization of technogenic copper compounds in solid phases of Haplic Chernozem // *Science of the Total Environment*, 2018. Vol. 626. P. 1100–1107.
2. Conway J.R., Hanna S.K., Lenihan H.S., Keller A.A. Effects and implications of trophic transfer and accumulation of CeO₂ nanoparticles in a marine mussel // *Environmental science and technology*, 2014. Vol. 48 (3). P. 1517–1524.
3. Dinesh R., Anandaraj M., Srinivasan V., Hamza S. Engineered nanoparticles in the soil and their potential implications to microbial activity. *Geoderma*, 2012. Vol. 173. P. 19–27.
4. Gao Y., Lu, Z., He N., Wang M.K. Metallic nanoparticle production and consumption in China between 2000 and 2010 and associative aquatic environmental risk assessment // *Journal of Nanoparticle Research*, 2013. Vol. 15. P. 1–9.
5. Gomes T., Pinheiro J.P., Cancio I., Pereira C.G., Cardoso C., Bebianno M.J. (2011). Effects of copper nanoparticles exposure in the mussel *Mytilus galloprovincialis* // *Environmental science and technology*, 2011. Vol. 45 (21). P. 9356–9362.
6. GOST 16539–79. Reagents. Cupric oxide. Specifications. Moscow: Ministry of Chemical Industry of Russian Federation. 1980.
7. Gottschalk F., Sun T. Nowack B. Environmental concentrations of engineered nanomaterials: review of modeling and analytical studies // *Environmental Pollution*, 2013. Vol. P. 181, 287–300.
8. Hu W., Culloty S., Darmody G., Lynch S., Davenport J., Ramirez-Garcia S., Dawson K.A., Lynch I., Blasco J., Sheehan, D. Toxicity of copper oxide nanoparticles in the blue mussel, *Mytilus edulis*: A redox proteomic investigation // *Chemosphere*, 2014. Vol. 108. P. 289–299.
9. Kabata-Pendias A. Trace elements in soils and plants. NW: CRC Press, Taylor and Francis Group, 2011. 505 p.
10. Lee W.M., An Y.J., Yoon H., Kweon H.S. Toxicity and bioavailability of copper nanoparticles to the terrestrial plants mungbean (*Phaseolus radiatus*) and wheat (*Triticum aestivum*): plant agar test for water-insoluble nanoparticles // *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2008. Vol. 27. P. 1915–1921.
11. Mandzhieva S.S., Goncharova L.Yu., Batukaev A.A., Minkina T.M., Bauer T.V., Shertnev A.K., Chaplygin V.A., Sushkova S.N., Poluektov E.V., Burachevskaya M.V., Kozlova, M.N. Current State of Haplic Chernozems in Specially Protected Natural Areas of the Steppe Zone // *OnLine Journal of Biological Sciences*, 2017. Vol. 17 (4). P. 363–371.
12. Minkina T., Nevidomskaya D., Bauer T., Shuvaeva V., Soldatov A., Mandzhieva S., Zubavichus Ya., Trigub A. Determining the speciation of Zn in soils around the sediment ponds of chemical plants by XRD and XAFS spectroscopy and sequential extraction. *Science of the Total Environment*, 2018a. Vol. 634. P. 1165–1173.
13. Minkina T.M., Mandzhieva S.S., Burachevskaya M.V., Bauer T.V., Sushkova S.N. (2018). Method of determining loosely bound compounds of heavy metals in the soil. *MethodsX*, 2018b. Vol. 5. P. 217–226.
14. Nations S., Long M., Wages M., Maul J.D., Theodorakis C.W., Cobb G.P. Subchronic and chronic developmental effects of copper oxide (CuO) nanoparticles on *Xenopus laevis* // *Chemosphere*, 2015. Vol. 135(Suppl. C). P. 166–174.

15. Navratilova J., Praetorius A., Gondikas A., Fabienke W. Von der Kammer F., Hofmann T. Detection of Engineered Copper Nanoparticles in Soil Using Single Particle ICP-MS // *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2015. Vol. 12. P. 15756–15768.
16. Phenrat T., Kim H.-J., Fagerlund F., Illangasekare T., Tilton R. D., Lowry G. V. Particle size distribution, concentration, and magnetic attraction affect transport of polymer-modified FeO nanoparticles in sand columns // *Environmental Science and Technology*, 2009. Vol. 43(13). P. 5079–5085.
17. Rajput V., Minkina T., Sushkova S., Behal A., Maksimov A., Blicharska E., Ghazaryan K., Movsesyan H., Barsova N. ZnO and CuO nanoparticles: a threat to soil organisms, plants, and human health // *Environmental Geochemistry and Health*, 2020. Vol. 42. P. 147–152.
18. Vinogradov A.P. *Geochemistry of Rare and Dispersed Chemical Elements in Soils*. RAN, M.: AN SSSR, 1957. 237 p.
19. Zhang Z., Ke M., Qu Q., Peijnenburg W.J.G.M., Lu T., Zhang Q., Ye Y., Xu P., Du B., Sun L., Qian H. Impact of copper nanoparticles and ionic copper exposure on wheat (*Triticum aestivum* L.) root morphology and antioxidant response // *Environmental Pollution*, 2018. Vol. 239. P. 689–697.

СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ ТРАНСФОРМАЦИИ ОКСИДА МЕДИ И НАНОЧАСТИЦ ОКСИДА МЕДИ В ЧЕРНОЗЕМЕ ОБЫКНОВЕННОМ

Т.В. Бауэр, Т.М. Минкина, М.В. Бурачевская, С.С. Манджиева

В последние годы изучение влияния наночастиц (НЧ) на окружающую среду вызвало большой интерес, поскольку нанотехнология становится ключевой технологией для будущего поколения. Серьезное беспокойство вызывают угрозы безопасности, связанные с использованием наночастиц металлов и их воздействия на окружающую среду, особенно НЧ меди, поскольку в настоящее время они широко используются в ряде отраслей промышленности. В данной статье рассматривается трансформация CuO в черноземе обыкновенном в зависимости от степени дисперсии (макро- и нанодисперсная формы CuO). Показано, что НЧ CuO подвергаются более сильной трансформации из-за высокой реакционной способности более мелких частиц. Увеличение подвижности Cu в почве происходит в основном за счет образования комплексных форм металла с органическим веществом. Это указывает на высокий риск для окружающей среды в случае загрязнения почвы НЧ CuO по сравнению с поступлением металла в макродисперсной форме.

Ключевые слова: почва, оксид Cu, наночастицы, подвижные формы.

UDC: 504.064

THE CHARACTERISTIC OF OLD PERSTICIDE STORAGE SITES CONTAMINATED BY POPs SUBSTANCE SITUATED CLOSE TO THE NISTRU RIVER BANKS

O. Bogdevich¹, R.-I. Iordanov², E. Melnicenco³, C. Arghir³

¹ *Institute of Chemistry Republic of Moldova, Chisinau, Moldova*
e-mail: bogdevich63@gmail.com

² *State University of Moldova, Chisinau, Moldova*

³ *Public Association EcoContact, Chisinau, Moldova*

The situation with POPs contaminated sites situated along the Nistru River is presented in this article. The current study covers the level and spectrum of contamination for 16 sites, that have been selected from the top priority list from ten-year ago study. The actual research showed that contamination level and spectrum has not changed essentially over the years. The general conclusion is that high risks for environmental and public health have not changed significantly. The remediation actions are required for these sites, and options include the utilization of in-site remediation technology, damping

of contaminated materials at the site. The current legal framework is dedicated to almost all areas of chemical management, including toxic one, however, the management of toxic waste, in our case of obsolete pesticides, is missing in Moldova, including the Transnistrian region. The special requirement and quality norms should to be elaborated and further adopted for the management and remediation of contaminated sites using internationally best practices.

Keywords: POPs, contaminated sites, Environmental Risk Assessment, Environmental Legislation.

Introduction

Problems with contaminated sites exist in most European countries and in other countries around the world [1–8]. The inventory of old pesticide storages in Moldova, executed in 2009–2010 years, showed a large quantity of POPs contaminated sites (around 1600). The risk assessment of contaminated sites provided their ranking. Despite the realized projects the area of POPs management, still a lot needs to be done for the remediation. We can state that contamination with POPs is quite significant problem along with effects from modern pesticides. The special requirements for the management of such sites have not been elaborated and adopted to provide guidance and procedures for the local and central authorities to reduce environmental and health risks.

The study is aimed to assess the impact from POPs contaminated sites to the environment and public health of communities from both banks of Nistru River. The research was done in the frames of the project “Enhancing cooperation among the communities from both banks of Nistru river through reduction of pesticide risks” financially supported by the British Embassy in Chisinau and implemented by Public Association EcoContact from Chisinau and Public Organization “Pelikan” from Bender.

Methodology

The desk-top study

The analysis of the spatial distribution of POPs contaminated sites in the area situated along the Nistru River was made using ArcGIS 10 software and National Geodata Fund¹. The reference for risks areas form 2010 were taken from the inventory of POPs polluted sites supported by the World Bank. Sites, selected for the detailed research were located in five districts: Dubasari, Criuleni, AneniiNoi, Causeni, and Stefan Voda. The criteria for the site selection was a high pollution level being translated into high environmental and public health risks. Those sixteen sites are presented in table 1 and figure 1. The previous codification was used for the identification of the sites.

Sampling

The sampling plan was elaborated individually for every site. The methodology of randomly sampling was selected for the soil sampling by the case of heterogeneity of site conditions. This methodology provides a sampling of the complex soil samples collected from 20–30 sub-samples from determined sampling units (area with relative similar conditions). The total soil sample volume was near 1,5 kg. The complex soil samples were taken from the depth 0–10 cm.

Three complex soil samples were pre-planned and then taken at each site. On the desk-top stage the sampling plan was elaborated for every site and later adjusted if needed based on the situation on the ground. Soil samples were dried in laboratory room condition, homogenized, and extracted in the ETOS-UP microwave extraction system. This technology is widely used to extract POPs from a solid matrix and is very attractive because it requires less extrac-

¹ <http://geoport.md/ru/default/map#lat=204865.500000&lon=201581.000000&zoom=0>

tion time, reduces solvent usage, and improves extraction yield. Water samples were taken from shallow well and pond at one site.

Table 1

The list of selected sites for the detail study

Nr	Site cod	Risk grade	Suma POPs, mg/kg	POINT X, WGS84	POINT Y, WGS84
1	AN-Calfa-02	40,28	205,13	29,384237	46,889018
2	AN-Puhaceni-03	38,38	71,63	29,326918	47,079373
3	CR-Balabanesti-01	56,52	36,22	29,158390	47,077319
4	CR-SloboziaDusca-01	41,84	41,62	29,087364	47,174382
5	CS-Copanca-03	49,52	47,43	29,644752	46,729782
6	CS-Hagimus-01	47,28	290,12	29,504976	46,779538
7	CS-Hagimus-02	70,34	125,85	29,487347	46,780773
8	DB-Cocieri-01	67,98	759,84	29,156057	47,310178
9	DB-Cosnita-01	41,44	675,80	29,114959	47,128537
10	DB-Dorotcaia-01	37,56	13,23	29,190279	47,173915
11	DB-Pirita-01	58,28	18,64	29,165266	47,151522
12	SV-Cioburciu-03	40,64	484,27	29,707848	46,587527
13	SV-Crocmaaz-03	55,20	126,73	29,974857	46,457812
14	SV-Crocmaaz-04	42,16	329,74	30,007345	46,442448
15	SV-Palanca-01	43,74	1,80	30,088738	46,405121
16	SV-Tudora-01	54,94	70,70	30,040834	46,429799

Laboratory analysis

Gas Chromatography coupled with Mass spectrometry (MS) was used for the detection of POPs in different environmental matrices. Sample preparation and analysis of toxic substances in soil samples were made by GS-MS technology using Agilent 6890/5973 system. The standard operating procedure for POPs analysis was used with the reference to EPA and ISO methods²: Soil samples were analyzed by GC/MS in SIM mode with electron ionization. The quantification ions and metrological characteristics for POPs analysis are presented in tables 2 and 3.

Results and discussion

Total POPs contamination

The site visit and soil sampling were realized according to the initial plan. Three soil samples were taken from different zones for most sites. On the site DB-Cosnita-01 two samples were taken. The site SV-Crocmaaz-03 was studied more in detail. Nine soil and two water samples were sampled and analyzed from site SV-Crocmaaz-03. The obtained total POPs concentration is presented in table 5.

² EPA method 3546 Microwave-assisted extraction; EPA method 8082A polychlorinated biphenyls (PCBs) by Gas Chromatography; EPA method 8081B Organochlorine Pesticides by Gas Chromatography; ISO/CD 23646 Soil quality – Determination of organochlorine pesticides by gas chromatography with mass selective detection (GC-MS) and gas chromatography with electron-capture detection (GC-ECD); ISO 13876:2013 Soil quality – Determination of polychlorinated biphenyls (PCB) by gas chromatography with mass selective detection (GC-MS) and gas chromatography with electron-capture detection (GC-ECD)

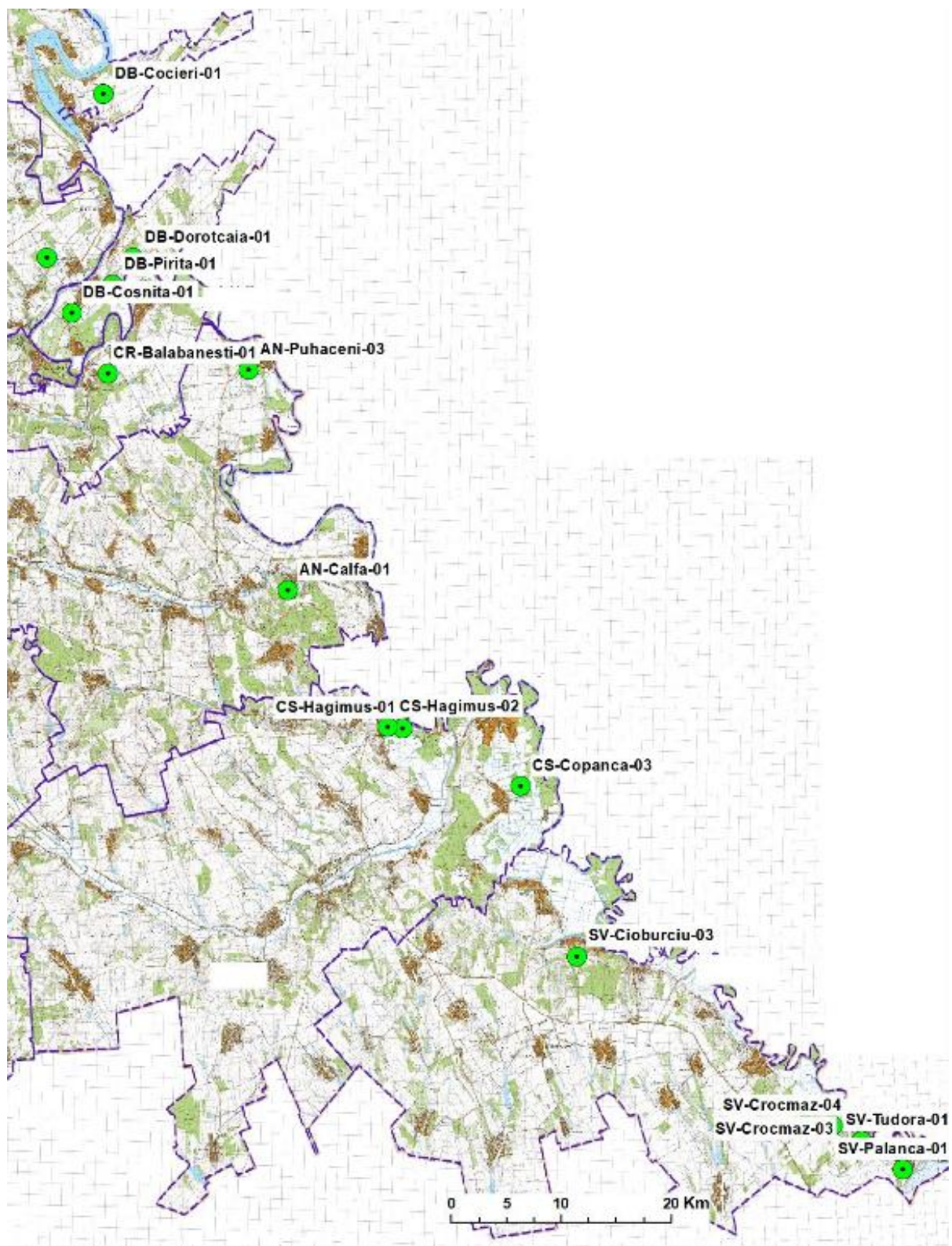


Figure 1. The location of selected sites

Table 2

Experimental conditions for pesticides determination by GC/MS 6890/5973

System elements	Method parameters
Injection ports	Split/splitless inlet; injection – split 5:1, 2 µL, inlet temperature of 300°C
Column	HP-5MS: 30 m length, 320 µm internal diameter, 0.25 µm film thickness, maximum temperature of 325 ⁰ C
Carrier gas	Helium, 1.0 mL min ⁻¹ or average velocity of 38 cm/s, constant flow
Oven	First ramp: 80°C (hold 1 min) to 290°C at a rate of 20°C min ⁻¹ hold 10 min; total time 21,5 min
Detector	Mass detector Agilent 5973, SIM mode
Data collection	ChemStation software

Table 3

The information for SIM mode detection and metrological characteristic of method

Nr	Substance name	CAS number	Retention time	Quantification Ions	Standard interval, µg/ml	Detection limit, □g/kg
1	alfa-HCH	319-84-6	9,892	219, 288	0,1 – 1,0	1,0
2	beta-HCH	319-85-7	10,151	219, 288	0,1 – 1,0	1,5
3	gamma-HCH	58-89-9	10,262	219, 288	0,1 – 1,0	1,6
4	delta-HCH	319-86-8	10,540	219, 288	0,1 – 1,0	1,7
5	Heptachlor	76-44-8	11,039	370, 372	0,1 – 1,0	1,3
6	Aldrin	309-00-2	11,431	263, 362	0,1 – 1,0	2,0
7	Heptachlor Epoxide	1024-57-3	11,810	353, 386	0,1 – 1,0	1,6
8	gamma-Chlordane	5103-74-2	12,042	339, 375	0,1 – 1,0	2,1
9	alfa-Chlordane	5103-71-9	12,178	339, 375	0,1 – 1,0	2,2
10	o-p-DDE	3424-82-6	12,100	246,318	0,1 – 1,0	2,5
11	p-p-DDE	72-55-9	12,302	246, 318	0,1 – 1,0	3,0
12	Dieldrin	60-57-1	12,364	263, 378	0,1 – 1,0	2,0
13	o-p-DDD	53-19-0	12,502	235,318	0,1 – 1,0	3,5
14	p-p-DDD	72-54-8	12,782	235, 318	0,1 – 1,0	3,0
15	o-p-DDT	789-02-6	13,185	235,318	0,1 – 1,0	4,0
16	p-p-DDT	50-29-3	13,246	235, 387	0,1 – 1,0	4,5
17	Endosulfan Sulfate	1031-07-8	13,331	339, 404	0,1 – 1,0	2,5
16	Metoxychlor	72-43-5	13,935	227, 344	0,1 – 1,0	2,8
17	Endrine Ketone	53494-70-5	14,100	345, 378	0,1 – 1,0	3,3

The contamination level in soil was compared with the value 0,10 mg/kg (MAL for agriculture soil) for the evaluation of pollution hazard. The previous study used the following ranking for the risk assessment procedure (table 4). This ranking was used only for the comparison studied sites between them, not for the normative classification.

Table 4

The ranking value for the risk assessment procedure

Category	Concentration / MAL*	Grade
Not polluted	below of detection limit	0
Admissible pollution	detection limit $\leq C \leq 1$ MAL	2
Small pollution	1 MAL $< C < 10$ MAL	4
Moderate pollution	10 MAL $\leq C < 100$ MAL	6
High pollution	100 MAL $\leq C < 500$ MAL	8
Very high pollution	500 MAL $\leq C < 2500$ MAL	10
Extreme pollution	$C \geq 2500$ MAL	14

*MAL – maximal admissible level for agriculture soil

According to this ranking most sites had high, very high and extreme pollution in the previous study. One site had moderate pollution from the past study. So, there were six sites with a moderate level of pollution and fewer high, very high and extreme pollution sites. This difference can be explained by the different sampling procedures, as average samples were examined.

The detailed study of the SV-Crocmaз-03 site

This site is situated at the low part of the right bank of Nistru River valley. The situation slightly differs from past inventory. The site is used for agricultural production.

Table 5

The total POPs contamination level in soil from studied sites

Nr	Site name	POPs, mg/kg, 2009	Grade, 2009	POPs, mg/kg 2019			Max. Grade, 2019
				Sampling zone			
				A	B	C	
1	AN-Calfa-02	205,13	10	8,31	7,96	1,94	6
2	AN-Puhaceni-03	71,63	10	38,76	30,52	0,94	8
3	CR-Balabanesti-01	36,22	8	4,71	0,91	2,41	6
4	CR-SloboziaDusca-01	41,62	8	0,31	130,05	214,89	10
5	CS-Copanca-03	47,43	8	1,52	6,32	2,32	6
6	CS-Hagimus-01	290,12	14	549,35	1,82	266,69	14
7	CS-Hagimus-02	125,85	10	1,48	2,42	0,76	6
8	DB-Cocieri-01	759,84	14	10,69	1,06	45,52	8
9	DB-Cosnita-01	675,80	14	14,10	0,50		8
10	DB-Dorotcaia-01	13,23	8	4,40	52,90	1,63	10
11	DB-Pirita-01	18,64	8	1,39	2,57	3,76	6
12	SV-Cioburciu-03	484,27	14	320,40	1,89	1,43	14
13	SV-Crocmaз-04	329,74	14	0,04	50,37	0,67	10
14	SV-Palanca-01	1,80	6	2,04	8,25	9,09	6
15	SV-Tudora-01	70,70	10	3,76	1,61	15,69	8

The small ship farm started to operate in the period between 2009–2019 years. The territory has a free access for people and animals. There are no barriers for the fate of contaminants to the environment of the downhill area. The adjacent territory is used for the agriculture production. The most probable agents of contamination fate is wind, surface runoff and anthropogenic factor. The neighboring territory has an intensive surface inclination that can be

as factor of contamination fate to the downhill area. The unfavorable geological processes as ravine and spatial erosion can be developed at the surrounding territory.

Nine complex soil samples and two water samples were collected at this site for the risk assessment procedure. The sampling plan is presented at figure 2. The historical and actual contamination level and spectrum of POPs substances in soil are presented in table 6. Toxic substances in water samples are presented in table 7. The obtained results showed a very high pollution grade similar contamination spectrum in the comparison with past study. Toxaphene is a principal pollutant at this site. The surrounding are also has a relative high contamination (10–100 MAC). It is very dangerous for the agriculture production and population. Other toxic substances presents by Trifluraline and Atrazine pesticides which were detected by GC/MS scan mode. The concentration of the determined pesticides is below of the MAL for water according to Moldavian standards but more that detection limit.

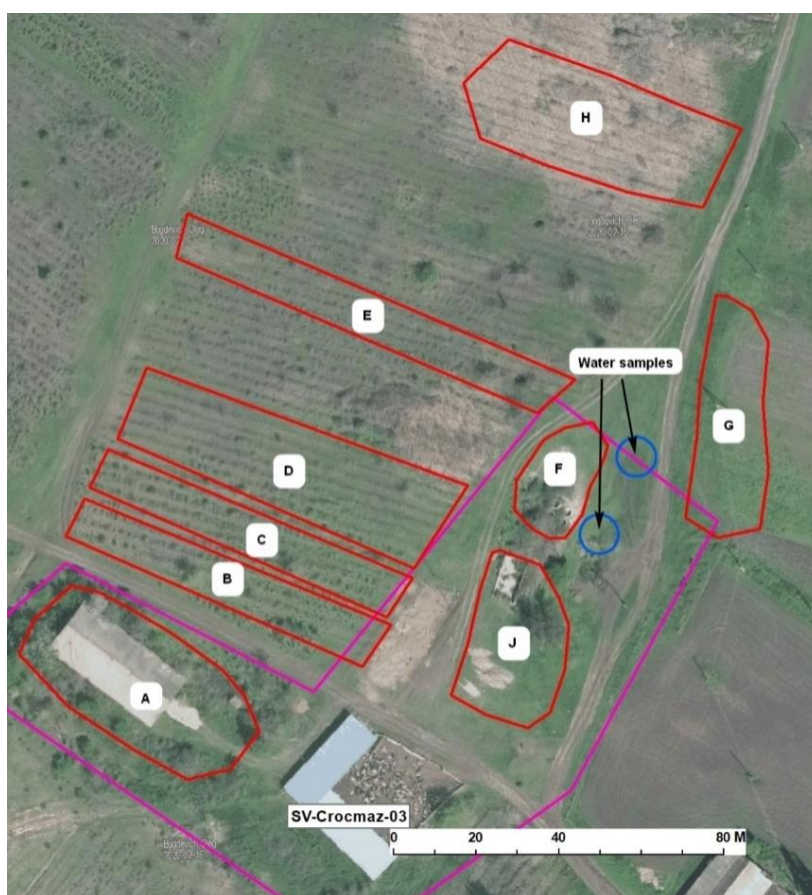


Figure 2. The sampling plan of the SV-Crocmaз-03 site

Table 6

Pesticides contamination of groundwater samples from site SV-Crocmaз-03, µg/l

Substance	CAS	Shallow well	Artificial pond
gamma-HCH	58-89-9	0,005	0,006
p-p-DDE	72-55-9	0,018	0,020
Atrazine	1912-24-9	0,050	0,040
Simazine	122-34-9	< 0,040	0,050
Trifluralin	1582-09-8	0,035	0,025

Table 7

POPs contamination characteristic of soil from site SV-Crocmaз-03

Substance name	CAS	POPs concentration in soil by the study periods							
		2009	2019						
			Sampling zone						
			A	D	E	F	G	J	H
alfa-HCH	319-84-6	0,010	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,075	< 0,001	0,004	< 0,001
beta-HCH	319-85-7	0,008	0,212	< 0,002	< 0,002	0,356	0,018	0,073	0,024
gamma-HCH	58-89-9	0,008	< 0,002	< 0,002	< 0,002	0,018	0,030	< 0,002	< 0,002
delta-HCH	319-86-8	n.d.	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Heptachlor	76-44-8	0,052	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
gamma-Chlordane	5103-74-2	0,082	0,067	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
alfa-Chlordane	5103-71-9	<0,002	0,065	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
o-p-DDE	3424-82-6	0,748	< 0,004	< 0,004	< 0,004	0,045	0,085	< 0,004	0,255
p-p-DDE	72-55-9	5,235	0,339	0,126	0,263	0,401	1,617	0,069	1,537
o-p-DDD	53-19-0	0,646	< 0,004	< 0,004	< 0,004	0,184	0,115	< 0,004	< 0,004
p-p-DDD	72-54-8	0,353	0,054	0,056	0,012	0,214	0,244	0,003	0,014
o-p-DDT	789-02-6	2,206	0,527	0,089	0,257	0,409	1,692	0,042	4,463
p-p-DDT	50-29-3	0,585	1,754	0,046	0,429	2,116	3,984	0,110	1,074
Endosulfan Sulfate	1031-07-8	n.d.	0,112	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003
Toxaphene	8001-35-2	116,79	< 0,010	< 0,010	< 0,010	75,440	< 0,010	< 0,010	< 0,010
Total POPs		126,73	3,131	0,316	0,961	79,26	7,79	0,302	7,37

The legal framework of Moldova (including the Transnistrian region) relevant to the management of obsolete pesticides

It is well known, there are no pesticide production facilities on the territory of Moldova, including the Transnistrian region, and therefore there are no corporate strategies to reduce toxic waste generation and no measures are taken to minimize or eliminate pesticide-containing waste. The main source of pesticides entering the internal market of Moldova is importing. Indeed, national legislation is strongly developed on regulating the import of pesticides, testing it, and stoking conditions. Unfortunately, is missing the domestic regulation on the management of toxic waste management on both banks of Nistru River.

The current legal framework covers most aspects of the use of certain chemicals (including pesticides) at different stages of their life cycle, being scattered across different sectors of the economy. Therefore, the supervision and monitoring of the use of chemicals is being carried out at the sectoral level.

The legislative framework provides cooperation between the central public authorities specialized in the field of chemicals management and the economic agents' with licensed and/or authorized for various chemical handling activities. The general legislative framework is complemented by specific laws in the management of plant protection products, fertilizers, and petroleum products.

The import and commercialization of pesticides and agrochemicals is being carried out based on permits issued to importers and under the list of pesticides and agrochemicals permitted for use on the territory of Moldova. The "List of pesticides and agrochemicals permit-

ted for use” includes protective equipment and agrochemicals registered in the countries of origin.

Following the regulatory and legal framework, the storage of pesticides and agrochemicals is allowed only in specially designed agrochemical complexes (warehouses). The territory of the complexes must meet the requirements of the current sanitary, agriculture norms and rules and environmental requirements. There is an official registration of specialized warehouses. Transportation of pesticides and agrochemicals should be carried out only in specially equipped vehicles and by the requirements of the rules for the transport of dangerous goods in force for various types of transport.

Considering the tendencies of the Republic of Moldova for European Union integration it would be perfect to ensure better implementation of the *acquis communautaire* in the domain of pesticides and hazardous wastes at the national level.

To revise the institutional framework that oversees such issues. To examine the possibility of creating a department/center that would be directly responsible for the toxic waste management and pesticide wastes and other hazardous wastes.

Revision of the legislation and adoption of a specific law on pesticides and hazardous wastes.

Promotion on adopting a new Law on environment protection that could establish new principles and standards for environmental protection. Automatically it will be applied in respect of pesticide management and ensure better management of this domain and create an “understanding” between the agricultural sector, which is focused on economic growth, and the environmental sector.

The main law which is based on the chemical management at the country level is the *Law on chemicals no. 277 of 29.11.2018* that provides a consolidated framework for the management of chemicals and chemical mixtures by strengthening the legal and institutional framework in the field, and provides for the establishment of public authority in the field of chemicals management. This law contributes to the gradual harmonization of the national legislative framework with the European Union *acquis* in the field of chemicals and is part of a general package of laws and regulations, which form a coherent legal framework for the management of chemicals and hazardous waste in Moldova. The new legal framework ensured the replacement of fragmented approaches, based on old Soviet standards with new ones, aligned with European standards, aimed at promoting integrated lifecycle management of chemicals and contributing to the coordinated implementation of the commitments undertaken by the Republic of Moldova through ratification of international environmental treaties, which regulate chemicals and their waste.

The introduction / placing on the market of chemicals is regulated by various laws and regulations, including:

- Law no. 160 of 22.07.2011 on the regulation by authorization of the entrepreneurial activity establishes the nomenclature of permissive acts necessary for the development of economic activities, including certain categories of chemicals.
- Petroleum products are additionally regulated by the Law on the market of petroleum products no. 461-XV of 30.07.2001.
- Law on the control of export, re-export, import, and transit of strategic goods, no. 1163-XIV of 26.07.2000, regulates the principles and control procedure on the export, re-export, import, and transit of chemicals that can be used in the production and use of chemical weapons, being part of the regulated strategic goods to ensure the national security of the country.

The use of chemicals is regulated by the following acts:

- Law on chemicals no. 277/2018 that regulates the life cycle of all chemicals, including those used in the industrial sector. Additionally, the dangerous industrial substances are supervised by the specialized central bodies through the mechanisms established by the Law on

industrial safety of dangerous industrial objects, no. 803-VI of 11.02.2000. Regulation on polychlorinated biphenyls (PCBs), approved by GD no. 81 of 02.02.2009, creates the normative framework regarding the harmless ecological management of polychlorinated biphenyls, regulating the production, placing on the market, use and storage of PCBs, as well as the inventory, storage, decontamination, and liquidation of equipment containing PCBs.

- Provisions on the use of chemicals in agriculture are established in the Law on organic agri-food production, no. 115 from 09.06.2005. Thus, the rules of organic agri-food production specify the non-admission of the use of inorganic nitrogen-based fertilizers and the adoption of the use of biodynamic preparations. Also, the rational use of local fertilizers, according to the specifics of the new agricultural model, is recognized as a principle of development of organic agri-food production, and appropriate organic substances will be used in the processing of organic agri-food products, permitted by EU bodies.

The transport of dangerous goods, including chemicals, is carried out under the provisions established in the Regulation of road transport of dangerous goods, approved by GD no. 589 of 24.07.2017.

The Inspectorate for Environmental Protection, the Agency for Technical Surveillance, through their territorial subdivisions and, as the case may be, the General Inspectorate for Emergency Situations through its territorial subdivisions organizes a system of controls following the requirements and conditions of Law no. 131 of June 8, 2012, on state control over the entrepreneurial activity.

The disposal of chemical waste is regulated by the Law on waste no. 209/2016. The disposal of medical waste containing chemicals is regulated by the Sanitary Regulation on the management of waste resulting from the medical activity, approved by Government Decision no. 696/2018.

Based on the main finding the priority actions needed:

- Implementation of the new legislation on chemicals and wastes;
- Strengthen institutional capacities in the field of POPs (in the Ministry of Agriculture, Regional Development and Environment, Environmental Agency, Inspectorate of Environmental Protection, including the future Chemical Agency);
 - Repackaging, transportation for the elimination of the remained obsolete pesticides;
 - Elaborating the Remediation rules for the POPs contaminated sites (warehouses, solution preparation points, and contaminated soil);
 - Elaborating and approving the rules for protection and monitoring of the pesticides landfill site in Vulcancesit;
 - Improvement of POPs and PCBs monitoring capacities of relevant authorities;
 - Improve the capacities of authorities for international reporting;
 - Awareness and information for the population.

Conclusions and recommendations

The high level of contamination was identified for the majority of sites, the level of pollutants have not changed significantly. Five groups of POPs namely \sum DDT, \sum HCH, Chlordane, Heptachlor and Toxaphene have been found in soil samples from investigated sites. DDT containing group is the main pollutant. HCHs isomers are also widespread but with lower concentrations. The share of sites contaminated with Chlordane and Heptachlor is also significant. Fewer sites are polluted with Toxaphene but this pollution is characterized usually by a high level. Several sites have a high Chlordane concentration. Other POPs substances as Aldrine, Dieldrine, Endrine, Mirex were not detected.

The general conclusion is that all studied sites have high environmental and public health risks. The remediation actions are required for all POPs contaminated sites. These actions can

include the utilization of in-site remediation technology and dumping of contaminated materials at the site. The special requirement should be elaborate and later adopt regulation for each site based on guides of the European Union, and other actors in the field. The other important factor is to elaborate and approve environmental quality standards that indicate the admissible concentrations of hazardous substances in the soil based on the type of land use: agriculture, residential, commercial, and industrial.

Major issues for improved enforcement of the legislation on chemicals management in Moldova include:

The framework Law on Chemicals nr. 277/2018 includes a large package of the regulation, pending elaboration and approval by the authorities. There is insufficient capacity at the moment to timely develop, promote and secure the compatibility of these by-laws with international requirements and actual national status-quo essential for chemicals management vis-a-vis production, trade, packaging, classification, and labeling of chemical substances;

The Law on Chemicals envisaged the creation of the Chemicals Agency by February 2020 through the reorganization of the Agency for Regulating of Nuclear, Radiological, and Chemicals Activity. Yet, the creation is still pending and according to MARDE is expected to be finalized by mid-2021.

Establishing of registry of chemical substances/products placed at the market of Moldova in a form of informational system/ database (according to Art. 30 of Law on Chemicals) which would register the quantities of imported and used chemicals, secure the annual reporting, and lead the process of chemicals registration – should be a significant step in the improvement of the chemicals related data at the national level and estimating risk associated with chemicals use.

The existing control system, including the procedures for licensing of chemical imports (does not regulate the spectrum and quantity of imported substances), doesn't comply with the principles of the Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals which sets out the basis for a global security program for chemical products and substances. The Law on Chemicals (transitory provisions) include the promotion of the CLP regulation and elaboration of the chemicals inventory

One of the most important strategies for the achievement of sustainable development is the promotion of a legislative system coherent with current requirements at the international level.

Bibliography

1. Abhilash P.C., Dubey R.K., Tripathi V. et al. Remediation and management of POPs-contaminated soils in a warming climate: challenges and perspectives // *Environ Sci Pollut Res*, 2013. № 20. P. 5879–5885. Available online: <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1808-5>
2. Couderc M., Poirier L., Zalouk-Vergnoux A., Kamari A., Blanchet-Letrouvé I., Marchand P., Vénisseau A., Veyrand B., Mouneyrac B. C. Bizec Le. Occurrence of POPs and other persistent organic contaminants in the European eel (*Anguilla anguilla*) from the Loire estuary, France // *Science of the Total Environment*, Vol. 505, February 2015, P. 199–215.
3. Fernández J., Arjol M.A., Cacho C., POP-contaminated sites from HCH production in Sabiñánigo, Spain // *Environ Sci Pollut Res*, 2013. № 20. P. 1937–1950 Available online: <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1433-8>
4. Pribylova P., Kares R., Boruvkova J., Cupr P., Prokes R., Kohoutek J., Klanova I.J. Levels of persistent organic pollutants and polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air of Central and Eastern Europe // *Atmospheric Pollution Research*, 2012. № 3. P. 494–505.
5. Růžičková P., Klánová J., Čupr P., Lammel G., Holoubek I. An Assessment of Air-Soil Exchange of Polychlorinated Biphenyls and Organochlorine Pesticides Across Central and Southern Europe // *Environmental Science & Technology*, 2008. 42(1), P. 179–185.

6. Vijgen J., Borst B., Weber R., Stobiecki T., Forter M. HCH and lindane contaminated sites: European and global need for a permanent solution for a long-time neglected issue // *Environmental Pollution*, May 2019. Vol.248. P. 696–705.

7. Weber R., Bell L., Watson A., Petrlik J., Paun M.C., Vijgen J. Assessment of POPs contaminated sites and the need for stringent soil standards for food safety for the protection of human health // *Environmental Pollution*, June 2019. Vol. 249. P. 703–715.

8. Weber R., Gaus C., Tysklind M. et al. Dioxin- and POP-contaminated sites – contemporary and future relevance and challenges // *Environ Sci Pollut Res*, 2008. № 15. P. 363. Available online: <https://doi.org/10.1007/s11356-008-0024->

ХАРАКТЕРИСТИКИ ТЕРРИТОРИЙ, НА КОТОРЫХ НАХОДЯТСЯ СКЛАДЫ УСТАРЕВШИХ ПЕСТИЦИДОВ, ЗАГРЯЗНЕННЫЕ СОЗ ВДОЛЬ БЕРЕГОВ РЕКИ ДНЕСТР

О. Богдевич, И.-Р. Иорданов, Е. Мельниченко, К. Аргир

В данной статье представлена ситуация территорий, загрязненных СОЗ вдоль берегов реки Днестр. Данный обзор рассматривает спектр загрязнения 16 территорий, которые были выбраны как наиболее загрязненные согласно проведенному десять лет назад исследованию. Как показали результаты, уровень и спектр загрязнения не изменились особо на последние десять лет. Основная рекомендация заключается в том, что территории с высоким риском для окружающей среды и здоровья человека должны быть очищены, необходимо провести ремедиацию методами *insitu*, или захоронения загрязненных материалов в пределах загрязненной территории. Действующая законодательная база охватывает практически все области управления химическими веществами, однако существуют пробелы в области управления токсичными отходами, в том числе, и устаревшими пестицидами в Молдове и на территории Приднестровья. Особые требования и нормы качества должны быть разработаны в дальнейшем и приняты для управления и восстановления загрязненных участков с использованием передовой международной практики.

Ключевые слова: СОЗы, загрязненные территории, экологическая оценка риска, экологическое законодательство.

UDC: 557.55 : 338.43

ECONOMIC VALUATION OF REGULATING ECOSYSTEM SERVICES: THE LOWER DNIESTER CASE STUDY

O.I. Cazantseva¹, R.M. Corobov²

¹ *Institute of Zoology, Chisinau, Moldova, e-mail: okazantseva56@gmail.com*

² *International Association of River Keepers «Eco-Tiras», Chisinau, Moldova*

The article presents some results of the economic valuation of ecosystem services using as an example the Ramsar site "Lower Dniester". Based mainly on forest ecosystems, the valuation methodology is discussed and applied for four regulating services: forest carbon deposit, assimilation potential of water-related forest ecosystems, sorption function of wetlands, and water protection and regulation. According to estimates, the total cost of services provided by ecosystems of the evaluated area is about 68 million MDL (~ 4 million USD).

Keywords: ecosystem, economic valuation, protected area, wetland.

Introduction

Different conservation organizations, governments and donor agencies make intensive efforts to save life on the Earth. An accomplishment of this urgent task is consistent with another challenging mission – conservation of biodiversity. The third edition of the Global Biodiversity Outlook [19] insisted that urgent actions must be taken during this and next decades to reduce biodiversity loss and prevent reaching the tipping points. However, despite numerous actions, the biodiversity continues to be lost, ecosystems are degrading and a consequent decline in ecosystem services threatens to undermine human well-being. Such conclusion was supported by the latest assessment of The Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services [14, p. 2], which states: “...nature’s contributions to people are critically important for a good quality of life, but are not evenly experienced by people and communities, and are under threat due to the strong ongoing decline of biodiversity”.

Ecosystem loss and fragmentation are considered as the greatest worldwide threat to biodiversity and the primary cause of species extinction. These processes are as much as a challenge for biodiversity both in the terrestrial environments and aquatic ones [15]. The river systems and especially wetlands are being fragmented by natural forces such as changes in rivers flow, floods or due to human activities [10]. In particular, wetlands are drastically reduced in area and number in many world regions due to their intensive drainage and human use. For example, since 1970 in Europe and Central Asia the extent of wetlands has declined by 50 % [14].

However, while the current state of knowledge in this sphere is quite enough for the description of physical disruptions in river flow and biogeochemical alterations, the economic valuation of the observed effects is making its first steps. Nevertheless, the ecosystem services, which relate to freshwater resources, encompass benefits to people that can be estimated in economic terms [12, 13, 18]. Likewise, any damage to ecosystems and their biodiversity should also be evaluated economically. Thus, the idea of a special study dedicated to economic valuation of ecosystems and biodiversity is driven by the numerous reasons.

The aim of this article is to demonstrate one example of such a kind work on an example of the Ramsar site “Lower Dniester”.

Initial material and methods

The idea to include a wetland as a case study of economic valuation was driven, additionally to above discussed considerations, by the following scientific and practical reason: wetlands are cradles of biological diversity. They provide society with water and primary productivity, on which the survival of countless species of plants and animals, including their wildlife representatives, depend; they are also important storehouses of plant genetic material. At the same time, many of the them are ‘biodiversity hotspots’, and the numerous threats they face, along with the many ecosystem services they offer, have led to their protection by the Ramsar Convention [17] and the Natura 2000 Network [11]. Wetlands conservation or re-establishment, especially in human modified environments, has become a worldwide priority [7].

The Lower Dniester wetland, selected for this study, occupies about 60.6 ha. Due to its international natural and ecological importance, in 2003 this territory was designated to be under the Ramsar Convention and received an official status of the international zone Nr. 1316 (3MD003): Ramsar Site “Lower Dniester” (hereafter, sometimes, the Lower Dniester). For a long time, this wetland was exposed to an intensive anthropogenic pressure that has resulted in transformation and fragmentation of its natural complexes with reduction of their biological diversity and ecological stability. Therefore, supporting the Lower Dniester’s functional organization and protecting its natural systems from further anthropogenic loading is a very urgent practical problem.

At the moment, the territory of this Ramsar site includes 18 natural complexes (Fig. 1), whose morphometric characteristics are presented in Table 1. The main peculiarity of the ecosystems territorial distribution within these natural complexes is its unevenness. So, the large forest ecosystems are confined to slopes and partly to the Dniester River floodplain areas, the largest lakes are located in this wetland's southeastern part. It should be also noted that all complexes are characterized by a combination of ecosystems, At almost half of the territory, the natural ecosystems are either absent or occupy less than 10 %, and only on 4 % of the territory their share exceeds 60 %.

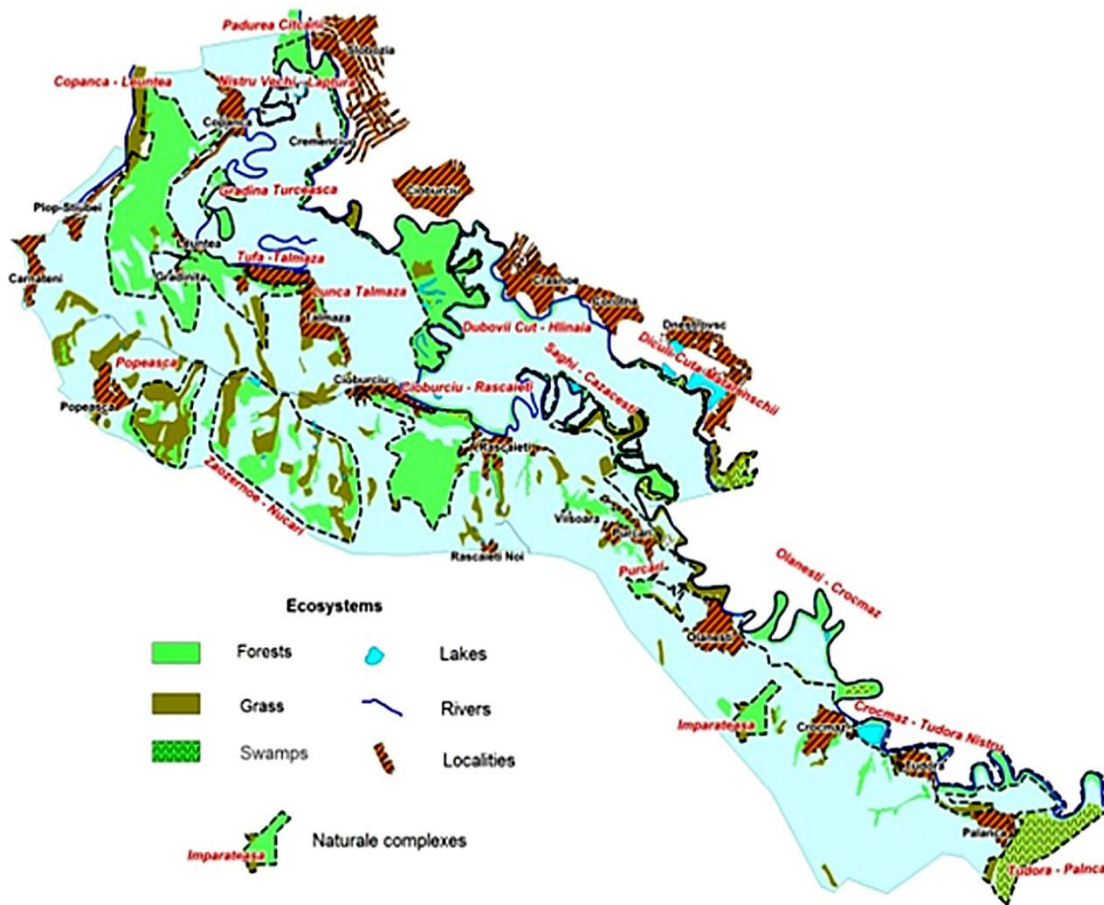


Fig. 1. Natural complexes of the Lower Dniester. Source: G. Syrodoev (personal communication)

Economic Valuation (EV) – the object of this study – as a common approach, taken from the field of environmental economics [16], aims to create a single monetary metric for expressing the level of each activity in a common monetary measure. Thus, it is a useful tool to explore what types of values each ecosystem service provides and, accordingly, helps in determining the cost required to conserve these values [9]. Moreover, the task of EV is not to assess only a potential value of these services, but also their real value as a result of certain losses caused by different impacts, including whether it will be possible to use this service on a sustainable basis in the future. There is no universal method for this, and in practice a number of approaches are applicable [12, 20].

Table 1

Morphometric characteristics of natural ecosystems of the Ramsar Site “Lower Dniester”

Natural ecosystems	Number	Mean area, km ²	Mean perimeter, km
Forests	40	2,296	11,493
Grass plots	78	0,544	3,647
Water objects	25	0,251	2,248
Swamps	24	0,506	3,491

Another problem is caused by a fact that most ecosystem services are not traded on markets. Along with ecosystems that provide products directly (provisioning ecosystem services), there are other providing not-traded services, for example, cultural. Thus, the type of ecosystem service determines a method of its economic valuation.

The object of this work is EV of *regulating ecosystems services*. In general, these services refer to the benefits that are obtained from ecosystem positive impacts on natural processes such as, for example, the intensity of climate change through carbon sequestration, the water purification and waste treatment, and so on [20]. The *HydroEcoNex* project (see Acknowledge), in the framework of which this study was carried out, evaluates those regulatory services that are, to one or another degree, related to climate change and operation of the Dniester hydropower complex.

Results and discussion

Economic valuation of forest carbon deposit services

Valuation of the annual carbon dioxide (CO₂) absorption by a forest ecosystem is determined by the following equation:

$$R_{CO_2} = P_{CO_2} * A \tag{1}$$

Where: P_{CO_2} – average world price of one ton of CO₂ absorption

A – absorption of CO₂ by a forest ecosystem, ton/year.

In turn, term A is calculated by Eq. 2,

$$A = \sum K_{iCO_2} * S_i \tag{2}$$

Where: K_{iCO_2} – specific indicator of CO₂ absorption by i -th forest species (t/ha/year)

S_i – area of i -th forest species.

The absorption price of one ton of CO₂ is accepted at an average price of its emission quota under the European Union Emissions Trading System (EU ETS; see: https://ec.europa.eu/clima/policies/ets_en). For example, in March 2020 the average price of CO₂ absorption was 24.1 EUR, or 31.1 USD, permanently increasing (e.g., from 5.8 EUR/ton in 2017).

Economic valuation of CO₂ deposit service of the Lower Dniester forest ecosystems there was based on data kindly provided by the Forest Research and Management Institute of Moldova. According to its estimates, CO₂ accumulation for the main forest-forming species in Moldova is (ton/ha/year): oak – 7.7, poplar – 10.7, white acacia – 8.4, other species – 4.1. Based on these species composition and areas they occupy [8], the CO₂ total accumulation by the local forest ecosystems has been determined. The resulting current economic value of annual carbon deposit service of forest ecosystems in the Lower Dniester amounts 1.53 million USD, or on average – 168 USD per ha, however varying across its territory from less than 5 to 105 thousand USD.

Economic valuation of the water-related forests assimilation potential

The object of EV in relation to the forest-forming species’ assimilation potential is the maximum content of pollutants in their phytomass. From the viewpoint of this task, the eco-

systems assimilation potential can be considered as a kind of an equivalent of cost on reducing the load of pollutants on the environment. Thus, any cost of preventing or reducing the contaminating emissions thanks to their assimilation by any ecosystem can be considered as an economic value of its regulatory service.

The economic value of an assimilation potential (E_{ap}) is determined as the sum of its corresponding estimates for individual pollutants: fluorine compounds, sulfur dioxide, nitrogen oxides, hydrocarbons, etc. The annual value of E_{ap} is calculated by the formula:

$$E_{ap} = \sum_{ijn} \frac{1}{T_{ij}} * O_{ijn} * T_n \quad (3)$$

Where:

O_{ijn} – ultimate load of n -th pollutant on i -th tree species stand of j -th type of forest, tons;

T_{ij} – actual age of the i -th tree species stand of j -th type of forest, years;

T_n – pollutant emission charge taking into account the hazard class of n -th pollutant.

The maximum load of pollutants on forest species is determined by the formula:

$$O_{ijn} = H * Y * V * K_{ok} * S_{ij} \quad (4)$$

Where:

H – maximum possible content of n -th pollutant in pine needles as a species that is most sensitive to gaseous toxicants, t/t. The maximum load of main pollutants on pine phytocenosis is: for sulfur (S) – 0.0013 t/t; for nitrogen (N) – 0.02844 t/t, for fluorine (F) – 0.00012 t/t. When the content of harmful substances is higher than H specified value, the toxic effect of these elements on the state of pine forests is taken [6];

Y – coefficient of forest phytocenosis resistance to influence of n -th pollutant for different species respectively is: pine – 1.0, spruce – 1.29, small-leaved species – 1.86, broad-leaved species – 2.14 [2];

V – average stock of stands, m³/ha;

K_{ok} – coefficient for converting the volume stock of stem wood (m³/ha) to the mass of individual phytomass fractions (t/ha);

S_{ij} – area of the estimated stands of i -th species of j -th forest type, ha.

The maximum load (H) on forest ecosystems for other toxic compounds, due to insufficient knowledge of their harmful effects, can be determined by introducing into calculation the hazard coefficient of i -th pollutant. This recalculation is based on pine; for other species the coefficients should be introduced according to Eq. 4. Table 2 gives H -estimates of sulfur, nitrogen and fluorine for different tree species.

To evaluate the assimilation potential of the Lower Dniester forest ecosystems, the national standards and procedures for charging pollutant emissions were used. In particular, in Moldova, from 1.01.2020 the standard payment for pollutant emissions from stationary sources is 21.6 lei per for a ton in large cities and 17.3 lei – in the country's regions³). The actual mass of a pollutant is converted into conventional tons by its multiplying by the coefficient of its aggressivity (C_{Ag}) (Table 3). The corresponding calculations have evaluated the assimilation potential of the Lower Dniester forest ecosystems. It is currently priced at about 28.2 million lei that is equivalent to about 1.7 million USD, or 182 USD per ha on average.

³ See: http://base.spinform.ru/show_doc.fwx?rgn=118653

Table 2

Calculation of the maximum load of sulfur (*S*), nitrogen (*N*) and fluorine (*F*) on different forest species, ton/ha

Sp	T _{ij}	H	Y	V	K _{ok}	O _{ijn}
Oak						
<i>S</i>	53	0.0013	2.14	150	1.038	0.433
<i>N</i>	53	0.02844	2.14	150	1.038	9.476
<i>F</i>	53	0.00012	2.14	150	1.038	0.040
Poplar						
<i>S</i>	27	0.0013	2.14	186	0.834	0.432
<i>N</i>	27	0.02844	2.14	186	0.834	9.441
<i>F</i>	27	0.00012	2.14	186	0.834	0.040
Acacia						
<i>S</i>	18	0.0013	2.14	69	0.677	0.130
<i>N</i>	18	0.02844	2.14	69	0.677	2.843
<i>F</i>	18	0.00012	2.14	69	0.677	0.012
Other						
<i>S</i>	40	0.0013	1.86	124	0.677	0.203
<i>N</i>	40	0.02844	1.86	124	0.677	4.441
<i>F</i>	40	0.00012	1.86	124	0.677	0.019

Note: Names of symbols in the table heading as in formulas 3 and 4.

Table 3

The coefficient of aggressivity (*C_{Ag}*) for some pollutants released into the air in Moldova

Pollutant	<i>C_{Ag}</i>	Pollutant	<i>C_{Ag}</i>
Nitrogen dioxide	5	Soluble fluorides	100
Nitrogen oxide	20	Hydrogen fluoride	200
Sulfurous gas	22	Fluorine compounds	200
Hydrogen sulfide	54.8	Carbon monoxide	1

However, due to the uneven distribution of different forest species, with a differing level of their maximum possible pollutants load, there is significant spatial heterogeneity in economic values of their assimilation potential that varies from 6 to about 90 thousand USD/ha.

Economic valuation of the sorption function of wetlands

As the sediments, excess nutrients and chemicals flow off of the ground, the wetlands filter them before they reach open water. Usually, nutrients are stored and absorbed by plants and microorganisms; the sediments are settling at the bottom after reaching an area with slow water flow (e.g., swamps). CO₂ and other greenhouse gases are stored in wetland sinks instead of being released into atmosphere.

Economic valuation of the sorption, or water-cleaning, function of swamps is based on a comparison of their ecosystems filtering ability with the filtering capacity of an industrial treatment plant. Such an indirect valuation of wetland ecosystem services for natural water treatment (*O_w*) is determined by the formula:

$$O_w = O_i * \sum \frac{S * \lambda_n}{\lambda_i} \quad (5)$$

Where:

O_i – present value of an industrial treatment plant (conventionally assumed to be \$1,000);

S – area of the corresponding type of a swamp, ha;

λ_n – filtering ability of this swamp, m³/day/ha;

λ_i – filtering capacity of a selected industrial treatment plant, m³/day.

To evaluate the water purification function of the Lower Dniester swamp ecosystems, as values of corresponding terms in Eq. 5 were taken: filtering ability (λ_n) – 137 m³/day/ha, which are usually accepted for lowland swamps⁴; filtering capacity of treatment plant (λ_i) – 1,500 m³/day⁵. Based on the swamps area of this Ramsar site, the economic value of their absorption services is about 107,000 USD, or 91 USD per ha on average, but spatially varying from 1,000 to more than 30,000 USD.

Water protection and water regulation services

The water regulation services, first of forests, consist in their equalizing seasonal fluctuations in the annual surface runoff, thus preventing its sharp reductions and reducing the intensity of floods. The forests' ability to equalize intra-annual runoff fluctuations is determined by a relation of its surface and underground components. Redirecting a surface runoff into sub-soil and ground, the forests contribute to the increase of an underground runoff, simultaneously decreasing the surface one and thus reducing soil erosion. Forests and forest litter promote increase in soils water permeability due to slowing down a snowmelt and mitigating soils freezing. For example, forests in forest-steppe and steppe zones are able to almost completely transfer surface runoff to underground.

Thus, the forest is a buffer that absorbs superficial water flow very efficiently. During the period of snowmelt, a soil under the forest absorbs 10–15 times more moisture than field plots with under-winter ploughing. The total amount of water absorption by a field soil ranges from 40 to 50 mm, while by the forest soil – from 450 to 500 mm and even more [3]. According to Ануфриев [1], the forested catchments make it possible to transfer up to 95 % of the surface runoff to its underground part. Thereby, the territory is evenly provided with water resources in the future.

However, due to a large number of regional factors affecting the forest functions in water regulation, it is a rather difficult task to reveal the relationship between a forest cover and runoff characteristics. The diversity of estimates has led to forming an idea of the uncertain or unstable hydrological function of the forests, e.g. [5].

In a general case, the water-regulating function, which depends on the increase in underground flow, is estimated by the following formula [4]:

$$\Delta S = X * \alpha * K_1 * \mu * (C_1 * K_2 * K_3 * K_4 - C_2) \quad (6)$$

Where:

ΔS – annual increase in underground flow, mm

X – average annual precipitation, mm

α – river flow coefficient

μ – percentage of summer precipitation

K_1 – swamp coefficient

C_1 and C_2 – coefficients of underground runoff of forested and treeless territories

K_2 – coefficient characterizing the age of plantations

K_3 – coefficient characterizing the class of plantations

K_4 – coefficient depending on the density of plantation.

⁴ Бобылев С.Н., Медведева О.Е., Сидоренко В.Н. и др., 1999: *Экономическая оценка биоразнообразия*. М., 70 с.

⁵ Шимова О.С., Лопачук О.Н., 2007: Методические аспекты экономической оценки водно-болотных экосистем. *Природные ресурсы* 4:115–121.

The value of a river flow coefficient α depends on the natural zone of vegetation and relief (e.g., a plain). Coefficients of underground runoff (C_1 and C_2) depend on the level of forest cover, type of its plantations and soil texture. The swamp coefficients (K_1) are inversely related to a wetland itself: the greater a wetland, the lower this coefficient's value. The values of coefficients, characterizing the plantations age (K_2) and its density (K_4), directly depend on these characteristics: the older a plantation and greater its density, the higher this coefficients' value. As to a plantation class (K_3), there is an inverse dependence: the higher its class, the smaller this coefficient value.

To determine an economic effect of the forests water-regulatory function, utility payments for water use and water tariffs for industrial enterprises can be used as the financial equivalent.

The above assumptions have based the economic valuation of the water-regulation services of the Lower Dniester ecosystems. In particular, here the areas with slopes $> 5^\circ$ occupy more than 20 % of its territory, and the forest ecosystems on such areas contribute most of all to redistribution of surface runoff providing a significant increment in ecosystem water-regulating functions.

To assess the water-regulating effect of forest ecosystems on the underground flow in the Lower Dniester, the following parameters were laid down in Eq. 6: annual precipitation – 525 mm; river flow coefficient α – 0.5; percentage of summer precipitation – 70 %; coefficients of underground runoff C_1 (the forested area of 20 %) – 0.3 and for treeless area C_2 – 0.12; coefficient of plantations age K_2 – 1.0; coefficient of plantations class K_3 – 0.6; coefficient of plantation density K_4 – 0.7. The swamp coefficient was not used in this study. As a result, the increase in underground runoff due to the water-regulation function of forests amounts:

$$\Delta S = 525 * 0.5 * 0.7 * [0.3 * 1.0 * 0.6 * 0.7 - 0.12] = 16.54 \text{ mm, or } 165.4 \text{ m}^3/\text{ha}$$

Proceeding from the area of sloping forest ecosystems, the volume of water accumulation is $\sim 485,000 \text{ m}^3$. If to use the average payment for water of industrial enterprises as of 31.99 MDL/m³, the total economic effect of water accumulation in the Lower Dniester equals 11.87 million MDL.

Summation of results of individual evaluations, presented in this case study, shows that economic value of only regulating services provided by ecosystems of the Ramsar site "Lower Dniester" amounts annually about 68 million lei that is equivalent to about 4 million USD.

Conclusion

Despite the importance of natural ecosystems for sustainable human life and wellbeing, the economic valuation of the services, which ecosystems provide, takes actually "first steps" both in the field of methods of valuation and their practical application. To a large extent this evidence applies to countries of the Former Soviet Union. Therefore, the authors consider the results of this article only as the first experience of economic valuation in relation to the services of wetlands – ones of the most important and, at the same time, most vulnerable natural ecosystems.

Acknowledgement

The current work was realized in frames of the Joint Operational Black Sea Programme 2014-2020, the Project BSB 165 "HydroEcoNex", with the financial assistance of the European Union. The content of this publication is the sole responsibility of the authors and in no case should it be considered to reflect the views of the European Union.

References

1. Ануфриев В.П. Водоохранная роль лесов: экономический аспект // Вестник Уральского отделения РАН, 2013. № 4. С. 31–39.

2. Белоусова Т.Н. Методика экономической оценки ассимиляционного потенциала лесов // Сборник научных трудов Института леса НАНБ. Вып. 53, Гомель: ИММСИАНБ, 2001. С. 353–355.
3. Молчанов А.А. Влияние леса на окружающую среду. М.: Наука, 1973. 359 с.
4. Неклюдов И.А. Методика оценки водорегулирующей роли лесопокрытых водосборов // Леса России и хозяйство в них, 2011. № 1. С. 81–83.
5. Онучин А.А. Причины концептуальных противоречий в оценке гидрологической роли бореальных лесов // Сибирский лесной журнал, 2015. № 2. С. 41–54.
6. ТКП. Порядок проведения стоимостной оценки экосистемных услуг и определения стоимостной ценности биологического разнообразия. Минск, 2013. 23 с. Доступно: http://www.ecoinv.by/images/pdf/tkp_fond/_17.02-10-2012_.pdf
7. Abell R., Thieme M., Dinerstein E., Olson D. A source book for conducting biological assessments and developing biodiversity visions for ecoregion conservation. Volume II: Freshwater ecoregions. World Wildlife Fund, Washington, DC, USA, 2002. 201 p.
8. Andreev A. (ed.). Plan of management of the Ramsar site «Lower Dniester». Chisinau, 364 p. (in Romanian). Andreev A., Cazanțeva O., Munteanu A., et al. Sectorul forestier și serviciile ecosistemice. Biotica, Programul regional ENPI FLEG II, Chișinău, 2017. 240 p.
9. DEFRA. An introductory guide to valuing ecosystem services, London, 2007. 65 p.
10. DSU. Better Decision-Making about Large Dams with a View to Sustainable Development. Second edition. Dutch Sustainability Unit, the Netherlands, 2017. 19 p.
11. European Commission // Nature and Diversity, 2007. Available online: http://ec.europa.eu/environment/nature/index_en.htm.
12. GEF. GEF guidance documents to economic valuation of ecosystem services in IW projects, GEF IW: LEARN, 2018. 171 p.
13. Grizzetti B., Lanzanova D., Liqueste C., Reynaud A. Cook-book for ecosystem service assessment and valuation in European water resource management// European Commission, Luxembourg, 2015. 136 p.
14. IPBES. Summary for policymakers of the regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Europe and Central Asia of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (M. Fischer, M. Rounsevell, A. Torre-Marín Rando, et al. (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany, 2018. 48 p.
15. Laverty M.F. and Gibbs J.P., 2007: Ecosystem Loss and Fragmentation: Synthesis // Lessons in Conservation, 2007. No. 1. P. 72–96.
16. Plottu E. and Plottu B. The concept of Total Economic Value of environment: A reconsideration within a hierarchical rationality // Ecological Economics, 2007. Vol. 61. No. 1. P. 52–61.
17. Ramsar. Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat. Ramsar (Iran), 2 February 1971. 2009. Available online: <https://www.ramsar.org/about-the-ramsar-convention>.
18. Reya D., Pérez-Blancob C.D., Escrivá-Boue A., Girardf C. and Veldkamp T.I.E. Role of economic instruments in water allocation reform: lessons from Europe // International Journal of Water Resources Development, 2018. 34 p. <https://doi.org/10.1080/07900627.2017.1422702>
19. SCBD (Secretariat of the Convention on Biological Diversity), 2010). Global Biodiversity Outlook 3. Montrealy, 2010. 94 p.
20. TEEB. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations. Pushpam Kumar P. (Ed). Earthscan, London and Washington, 2010.

ЭКОНОМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА РЕГУЛИРУЮЩИХ ЭКОСИСТЕМНЫХ УСЛУГ: ТЕМАТИЧЕСКОЕ ИССЛЕДОВАНИЕ НИЖНЕГО ДНЕСТРА

О.И. Казанцева, Р.М. Коробов

В статье представлены некоторые результаты экономической оценки экосистемных услуг на примере Рамсарского сайта "Нижний Днестр". Методология оценки, основанная, главным образом, на лесных экосистемах, обсуждается и применяется для четырех регулирующих эко-

системных услуг: депонирование углерода лесами, ассимиляционный потенциал связанных с водой лесных экосистем, сорбционный потенциал водно-болотных угодий, защита и регулирование водных ресурсов. Согласно полученным оценкам, общая стоимость услуг, предоставляемых экосистемами оцениваемого Рамсарского сайта, составляет порядка 68 млн. молдавских леев (~ 4 млн. долларов США).

Ключевые слова: экосистема, экономическая оценка, охраняемая территория, водно-болотные угодья.

UDC:631.25:631.582(478)

FODDER CROPS AS A MEAN OF IMPROVING AND RESTORING THE HUMUS BALANCE IN ANTHROPOGENIC CHERNOZEMS

N. Frunze, V. Darie, N. Bolocan, **M. Lala**

Institute of Microbiology and Biotechnology, Moldova

e-mail: ninafrunze@mail.ru

Based on our concept, a model for the restoration and stabilization of the humus balance in agrocenoses is proposed. In two crop rotations of forage crops, the agrophysical parameters of the soil and its biological potential are improved. The main element of the considered technological model is productivity, on the basis of which comprehensive measures are taken to study all the main factors of the organic system: the structure of sown areas; doses; regime and system of applying local organic fertilizers; maximum and rational use of plant residues and green fertilizers as an additional source of organic fertilizers. It was found that the applied doses of organic fertilizers over four cycles caused a tendency to increase humus up to 3.2–3.44 % compared with the initial values of 2.8–3.0 %. In agricultural plots without organic fertilizers, the process of humus mineralization was noted.

Keywords: cultures forage and cerealiere, melioration functions–agricultural ecologic-ameliorative (organic) system Crop rotation, digestible protein, feed unit, fodder crops, soil fertility.

Introduction

Forage crops, cereal crops, and legumes for cereals are the basis of the production of fodder and are considered by us as the main and cheapest source of production in large proportions of proteins of plant origin. However, during the research, we established that simultaneously these crops can be used as a means of improving ecological homeostasis in agrocenoses in terms of restoring and humus balance, soil agrophysical parameters and soil biogenicity potential.

The concept proposed by us is materialized in the so-called technological model – a model that ultimately aims to ensure the control of soil biodegradation processes. It is known that the main factors of biodegradation of soils in Moldova are: erosion caused by water (715 thousand ha are attacked by this type of degradation); dehumification in soils arables (805 thousand ha); compaction of soils as a result of dehumidification and destruction (1 mln 200 thousand ha); degradation (220 thousand ha) and soil remediation (20 thousand ha) – [5]. As prerequisites for identifying this model, three initial moments served, dictated by the requirements of the current model of management in agriculture: the organic system of agriculture; the production process with low energy consumption; the function of restoring ecosystems [1].

The main element of the technological model is crop rotation, based on which arrangements are made and all the fundamental factors of the organic system of agriculture are investigated. After using the procedures provided in the technological model, a tendency to repro-

duce humus or a tendency to maintain humus balance was established. Based on the proposed concept, the goal is not only to obtain maximum crops for feed crops, not only to solve the problem of the feed protein, but also to maintain soil fertility and to combat their biodegradation processes. Basically, the fundamental approach in solving these tasks consists in the elaboration of the technological processes of transition from the technogenic system of agriculture to the organic one. The cardinal task of the research consists in identifying the ecological-ameliorative functions that the rotation of the forage crops performs in the prevention of soil biodegradation processes. The final purpose of the investigations is to develop procedures for carrying out the management of the ecological – ameliorative functions of the forage plants rotation.

Materials and Methods

The technological model regarding the prevention of soil biodegradation processes is considered by us as a part of the chapter "Materials and methods" and represents the main link in the organization and integration, both in the methodological calculations and in the process of analysis and systematization of the research results. The main element of the technological model in question is the rotation of the forage plants, on the basis of which arrangements are made and all the fundamental factors (links) of the organic system of agriculture are investigated: the established structure of the sown areas; the respective doses established, the regimen and the system of application of the local organic fertilizers; the maximum and rational use of the related production and of the vegetable residues of the stems and roots of the crops from the given rotation, but also of the green fertilizers, as an additional source of organic fertilizers.

Currently, the factors listed are the main objects, included in the research, to scientifically substantiate their coherence and efficiency in the technological model mentioned above. In this sense, by researching the efficiency of cereal crops for experimental feeds, we aim to achieve: the established parameters of productivity; optimization of soil agrophysical parameters; increasing the potential of soil biota; increasing the nitrification capacity of the soil; stabilizing the humus balance and moving to its expanded reproduction. Starting from the conception adopted by us, the main initial moments and the precepts that we have guided in the process of building the rotations mentioned above were: short rotation (6–7 years) with the alternation of the cultures predominating over time; selecting the most productive crops, first and foremost, in terms of their protein content, in particular – the maximum use of perennial herbs, these being considered as a decisive factor not only in terms of increasing the production of proteins, but also as a remedy effective influence on soil fertility; the rational use of intermediate crops and those associated with annual crops, legumes for cereals and cereals for feed; the predominant management of organic fertilizers and the adequate enrichment of soils with green fertilizers and vegetable residues. The established structure of the sown areas looks like this: 65–70 % of the area is reserved for fodder crops, fodder cereals and legumes for cereals, and the other 30–35 % – for cereal crops. The very nature and structure of the studied rotations tells us about their uniqueness as a large-scale mode of production of fodder proteins of plant origin, but also as a strong factor of accumulation of a considerable amount of organic residues and biological nitrogen in the soil. The given structure appears in two variants. The first variant is the classic one and it provides that half of the surface in the ring of 65–70 % of crops will be occupied by the perennial grasses (alfalfa, crack), and the second variant represents an ordinary structure of the same 65–70 % and is constituted only from annual fodder crops, legumes for grains and fodder crops.

The dose, the regime and the system of application of the local organic fertilizers are determined according to the adopted structure of the sown surfaces. In the case of the classical

structure (ie with the participation of perennial legumes), the basic dose of organic fertilizers should be on average 12–15 tonnes per hectare per year. In the rotation without the participation of perennial herbs, the dose of organic fertilizers is doubled and introduced in two halves during a rotation. The basic dose of these fertilizers is usually administered under corn and beets. The researches were initiated in 1995 and are based on three types of stationary rotations with a duration of 7 years. The main models of rotation are the following:

1. *The rotation with grain for feed with the participation of the alfalfa:* 1–3 – lucerne; 4 – autumn cereals for grains; 5 – corn for seeds; 6 – corn for silo; 7 – autumn cereals for grains.

2. *The rotation of cereals crops without the participation of multiannual grasses:* 1 – fodder beet; 2 – legumes for beans (soy, peas); 3 – corn for silo; 4 – autumn peas for grains; 5 – corn for seeds; 6 – soybeans for grains; 7 – autumn cereals for grains;

Depending on the economic opportunity, but also on the irrigation possibilities, it is allowed to modify the rotation schemes regarding the set of species and the structure of the annual feed crops, the legumes for cereals and the cereals for feed, both in the basic fields, but and in the fields for intermediate sowing. Three agrofunds are applied in the research process: the control without fertilizers; mineral fertilizers (NPK) calculated for natural humidity conditions (atmospheric precipitation); Organic fertilizers: basic administration of manure (cattle), plus saturation, at different rotational periods, with vegetable residues (related production resulting from cultivated plants).

During the first seven years (the first rotation), the researches were carried out both in non-irrigated culture and with the partial application of irrigation, and the following years – only in non-irrigated. The size of the experimental plots is 25–30 m². The soil of the experimental field is a typical chernozem. The initial humus content (in 1995) was within the limits of 2.8–3.0 %. Thereaction of the soil is weak basic, the pH constituting 7.8 %. The specific weight of the soil constitutes 2.6 g/cm³, the porosity being 50–60 %, and the volumetric mass varies between 1.06 and 1.30 g/cm³. The soil samples were taken from the 0–30 cm layer, in the spring, summer and autumn periods, from at least 5 points. The content in the NPK elements was calculated according to the accepted methodologies. The microbial mass was determined by the physiological method [4].

Results and discussion

Analyzing the results of the research, it was found that the established nutritional regimes indirectly reflect the state of maintenance and even the increase of the soil's fertility potential, compared to the initial level (table).

Table

Indices regarding the content of the mobile form of P₂O₅ and K₂O in soil layer 0–30cm, year 2018, mg /100g soil

The agrofond	The rotation 1: the partipation of the lucerne		The rotation 2:	
	P ₂ O ₅	K ₂ O	P ₂ O ₅	K ₂ O
Absolute witness	3,20	10,80	3,80	10,40
NPK in natural humidity conditions	4,90	10,10	4,50	12,0
Organic fertilizers	8,80	29,20	9,30	27,0

**) The initial content of P₂O₅ and K₂O from the experimental field towards the beginning of the researches (year 1995) constituted 3.7 and 19.1 mg / 100g soil*

Thus, at the beginning of the 2018 vegetation (that is, after the completion of three complete rotations and two years of the fourth rotation), the indices of the content of the mobile forms of

phosphorus and potassium on fattened agrofonds varied, depending on the type of asolaments, between 4.5–9.3 and respectively 11.1–29.2 mg /100 g soil. In other words, in the given experience, the degree of assurance of plants with mobile forms of phosphorus and potassium has ranged from optimum to higher values.

The application of the dose of basic organic fertilizers adopted by us determined a tendency of enlarged humus reproduction to partial irrigation in the first rotation. Under these conditions, at the end of the first rotation, the humus content index, depending on the type of rotation, constituted 3.2–3.4 %, compared to the initial values of 2.8–3.0 % from the beginning of the experiment. In the following years we can see a tendency to decrease and then slowly increase the content of humus during two rotations, reaching in the year 2018 values of 3; 9 % for the variants with organic fertilizers. In the variants without organic fertilizers, the values of the humus content remained between 2.8–2.9 %, ie comparable to the initial level.

The structural-aggregate composition of the soil in the studied settlements highlights the typical parameters of the cernoziomic type of pedogenesis, which implies the idea that the mechanism of the structuring process does not undergo significant changes under the influence of the performed works. At the same time, however, the variability of the structural-aggregate parameters within the variants is a proof that, however, the technological impacts influence the structuring processes. Thus, the highest content of agronomically valuable aggregates (10.0–0.25 mm) is observed in the variant with organic fertilization – 72.8–75.0 %. Mineral fertilizers reduced this index to 66.6–70.1 %. At the same time, the increased content of agronomically valuable aggregates in the organic fertilization variants demonstrates that the application of organic fertilizers diminishes the mechanical effects of structure modification within the anthropogenic pedogenesis, which contributes to the conservation and even improvement of soil structure. Agricultural use significantly influences the aggregate hydrostability. Thus, the variant with organic fertilization is characterized by a maximum hydrostability of the structure: 29.6 % in the rotation 1 and 25.5 % in the rotation 2, compared to the mineral fertilizer variant with values of 26.8 and 24.0 % respectively. The fact that, within the variants with organic fertilization, the hydrostability of the structure is higher is a proof that the permanent presence in soil of organic substances is a prerequisite for the conservation and improvement in the state structural-aggregates state of the soils. Multianual grasses, especially alfalfa, play a major role in improving soil structure. The introduction of the alfalfa in the rotation structure of the feed crops contributes to the improvement of the structure indexes of the aggregates, both during the direct cultivation of the alfalfa (2–3 years) and in the years following the cultivation. Thus, in rotation 1 there is also beneficial action on the soil structure indices, especially on the hydrostability indices (26.8–29.6 %) compared to the indices in rotation 2, without lucerne (24.0–25.7 %). The system of applied works conditions mechanical processes of differentiation of the active agrotechnical layer in several substrates. The substrate from the surface with the thickness 0–10 cm is characterized by processes of shredding (spraying) of the structure, materialized in the significant reduction of the fraction 10–25 mm and the increase of the content of the fractions smaller than 0.25 mm.

Therefore, the increased content of aggregates with agronomic dimensions of 10–0.25 mm in the variants with organic fertilization of forage rotations, shows that the application of organic fertilizers, both in the rotation with lucerne and in the one that it is not the lucerne, it diminishes the mechanical effects of the modification of the structure within the anthropogenic pedogenesis and ensures the preservation of the structural of the aggregates of the soil and even its improvement, and the exclusive application of the mineral fertilizers leads to the loss of the soil structure in comparison with the organic fertilization variant. The beneficial action of the alfalfa on the soil structure is maintained for three years after its cultivation in the forage rotations.

The microbial mass of the soil or the "living" carbon was very sensitive to anthropogenic factors, although it had significant quotas in the organic mass of the soil. Thus, in the arable layer (0–

30 cm) of the soil, the edaphic microorganisms synthesize in the cellular protoplasmas approximately 744–869 kg C/ha, with maximum indices in the rotation with the lucerne. At the same time, in the soil of natural biocenosis this amount was equal to 2127 kg C/ha (figure 1). Compared with the soil carbon content, the share of microbial carbon in the studied variants was 0.94–1.02 % in the lucerne rotation and 0.48–0.98 % in the without lucerne rotation. Given that virtually all organic substances from plant debris have passed through at least once through soil microbial biomass, this is not a matter of minor importance, but none of the studied variants has reached microbial carbon quota values in natural biocenosis soil local (2,53 %).

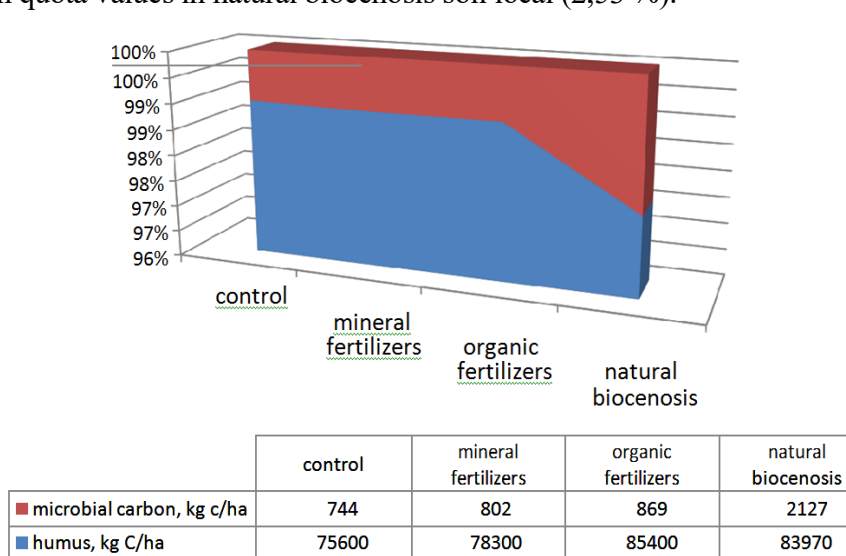


Figure 1. The share of microbial carbon in the carbon of the organic substance of the soil in the rotation of without lucerne, kg C/ha

Chernozem studied, both by composition and by the amount of microbial carbon formed, can be characterized as rich, but in the process of use it acquires a greater similarity and loses the properties of the celery soils. Only variants with additional carbon sources can be compared by microbial carbon content (1–4 %) with soils in the temperate zone [3]. This phenomenon has been observed still by V. Docuceaev, who in his work “To the question of the soils of Bessarabia”: “It is very instructive that, as in the Poltava Province, the virgin oak soils seem to very quickly lose their humus and their structure and their dark color, becoming gray and even light gray” [2].

In the fertilizagrofondos of the rotations, the nutritional units productivitzconstituted from 6.84 to 7 t/ha, compared to 5,76 t/ha for the control, and the production of digestible protein constituted, respectivelz, 0.83 – 0.85 and 7.0 t/ha. The average supplz of a nutritional unit with digestible protein ranged from 118 to 121 g, ie it had optimum values, according to zootechnical norms. We consider that this type of the rotations should become one of the basic organizational links, not only in the large agricultural associations, but also in the farms where they are well developed and rationallycombine the phytotechnics branch with the one of zootechnics.

Therefore, the rotations studied provided the plants with nutrients at optimum level and maintained the soil fertility. The application of the main dose of organic fertilizers in average quantities of 12–15 t/ha led to a tendency to stabilize and restore humus. The application of organic fertilizers in both the rotation with lucerne and the rotation without lucerne determines the effects of changes in soil structure and preserves the soil, and the excessive application of mineral fertilizers has led to the loss of soil structure in both rotations. The beneficial action of the alfalfa

on the soil structure has been maintained for three years after its cultivation in the rotation. Soil productivity and biogenicity were characterized as high.

Bibliography

1. Боинчан Б.П. Экологическое земледелие в Республике Молдова. Кишинев: Штиинца, 1999. 270 с.
2. Докучаев В.В. К вопросу о почвах Бессарабии. Кишинёв: Штиинца, 1950, 182 с.
3. Фрунзе Н.И. Живой углерод чернозёмов Молдовы: современные аспекты и методологические решения проблемы. Дюсельдорф. Lap Lambert: Academic Publishing. Германия. 2017. 245 с.
4. Anderson J.P.E., Domsch K.H. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils // Soil Biol. Biochem., 1978. Vol. 10. No 3. P. 215–221.
5. Andrieş S. Agrochimia elementelor minerale. Fertilitatea și ecologia solurilor. Chişinău: Pontos, 2011. 230 p.

КОРМОВЫЕ КУЛЬТУРЫ КАК СРЕДСТВО УЛУЧШЕНИЯ И ВОССТАНОВЛЕНИЯ ГУМУСОВОГО БАЛАНСА В АНТРОПОГЕННЫХ ЧЕРНОЗЕМАХ

Н.И. Фрунзе, В.П. Дарий, Н.И. Болочан, М.Ф. Лала

На основе нашей концепции предложена модель восстановления и стабилизации гумусового баланса в антропогенно трансформированных почвах. В агроценозах двух севооборотов кормовых культур определены агрофизические параметры почвы и ее биологический потенциал. Основным элементом рассматриваемой технологической модели является продуктивность, на основе которой принимаются комплексные меры по изучению всех основных факторов органической системы: структуры посевных площадей; дозы; режим и система внесения местных органических удобрений; максимальное и рациональное использование растительных остатков и зеленых удобрений в качестве дополнительного источника органических удобрений. Было установлено, что внесенные дозы органических удобрений в течение четырех ротаций вызвали тенденцию к увеличению гумуса до 3,2–3,44 % по сравнению с исходными значениями 2,8–3,0 %. На сельскохозяйственных участках без органических удобрений отмечался процесс минерализации гумуса.

Ключевые слова: зерно-кормовые культуры, мелиоративные функции, экологическая (органическая) система севооборота, усваиваемый белок, кормовые единицы, плодородие почвы.

**БИОГЕОХИМИЯ
И ЭКОЛОГИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ**

УДК: 551.493

БИОГЕОХИМИЧЕСКИЙ ПОДХОД К ГИГИЕНИЧЕСКОМУ НОРМИРОВАНИЮ УГЛЕВОДОРОДОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ

Р.В. Галиулин¹, Р.А. Галиулина¹, В.Н. Башкин²

¹Институт фундаментальных проблем биологии РАН,

Пушино, Московская область, Россия, e-mail: galiulin-rauf@rambler.ru

²Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН,

Пушино, Московская область, Россия, e-mail: vladimrbashkin@yandex.ru

Представлен биогеохимический подход к гигиеническому нормированию углеводородов в донных отложениях водных экосистем. Суть этого подхода заключается в рассмотрении его основополагающих моментов в виде взаимодействия углеводородов и водных микроорганизмов в донных отложениях, аккумуляции углеводородов в ихтиофауне, а также в формировании концепции гигиенического нормирования углеводородов в донных отложениях.

Ключевые слова: взаимодействие углеводородов и водных микроорганизмов, аккумуляция углеводородов в ихтиофауне, гигиеническое нормирование углеводородов в донных отложениях.

Введение

При хроническом или аварийном поступлении углеводородов в виде нефти, газового конденсата и продуктов их переработки (бензина, керосина и др.) в водные экосистемы качественное состояние последних в многом определяется уровнем загрязнения донных отложений. Это связано с тем, что донные отложения, аккумуляровавшие углеводороды, в случае их взмучивания из-за ветрового воздействия, резкого увеличения скорости потока или драгирования (изъятия донных отложений) при дноуглубительных работах становятся источником вторичного загрязнения водной массы. Объективный контроль за загрязнением донных отложений можно осуществлять только при наличии экспериментально обоснованных гигиенических нормативов углеводородов в виде их предельно допустимой концентрации (ПДК), а при отсутствии последней временно использовать гигиенические нормативы в виде их ориентировочно допустимой концентрации (ОДК), получаемых расчетным путем. Здесь под ПДК понимается та концентрация химических веществ в отдельных компонентах окружающей среды, которая при повседневном влиянии в течение длительного времени не оказывает негативного влияния на организм человека при попадании в него различными путями. Располагая подобного рода средством гигиенического контроля, можно не только судить о качественном состоянии водных экосистем, но и прогнозировать их ухудшение вследствие вторичного загрязнения водной массы углеводородами из донных отложений. Следует отметить, что гигиенические нормативы для донных отложений в нашей стране до сих пор не разработаны даже для приоритетных химических веществ, включая углеводороды.

Основная цель нашего исследования состояла в разработке биогеохимического подхода к гигиеническому нормированию углеводородов в донных отложениях водных экосистем, позволяющего подойти к теоретически обоснованному решению данной проблемы. Суть этого подхода заключалась в рассмотрении его основополагающих моментов в виде взаимодействия углеводородов и водных микроорганизмов в донных отложениях и последствий аккумуляции углеводородов в ихтиофауне, а также в формировании концепции гигиенического нормирования углеводородов в донных отложениях.

Взаимодействие углеводов и микроорганизмов в донных отложениях

Донные отложения водных экосистем представляют собой особую экологическую нишу, богатую органическим веществом и благоприятную для обитания микроорганизмов. Наиболее многочисленная и разнообразная микрофлора населяет тонкий слой на самой поверхности свежееосевшего детрита, представляющего собой органический ил и остатки гидробионтов (водных организмов) и являющегося необходимым материалом для развития донной микрофлоры. Микроорганизмы донных отложений по сравнению с микроорганизмами водной массы являются автохтонными, то есть типичными и постоянными их обитателями, более адаптированными к условиям водотока или водоема.

Между тем взаимодействие углеводов и микроорганизмов может проявляться в форме негативного действия высоких концентраций этих веществ на микрофлору или поглощения и трансформации углеводов микробными клетками, использующими их в качестве единственного источника углерода и энергии. Например, при резком увеличении слоя углеводов на поверхности донных отложений, в случае аварийных разливов, ухудшается кислородный режим гидробионтов, что отражается на условиях трансформации веществ углеводородокисляющими микроорганизмами. К числу таких микроорганизмов относятся бактерии, дрожжи и мицелиальные грибы, которые отличаются способностью к поглощению гидрофобных соединений и наличием углеводородокисляющих ферментов [3]. При этом микробиологическая трансформация проходит через стадии образования пероксидов, а при разрыве цепей углеродных атомов – смеси предельных кислот и оксикислот.

Установлено, что в процессе трансформации углеводов непосредственное участие принимают ферменты, выделяемые микроорганизмами, такие как каталаза, ускоряющая окисление углеводов путем разрушения пероксида водорода до необходимого для этой реакции кислорода, а также дегидрогеназа, катализирующая отщепление водорода от молекул продуктов окисления углеводов. Участие, в частности, пероксида водорода в биохимической реакции связано с его образованием в процессе дыхания микроорганизмов и в результате окисления углеводов. Доказательством микробиологической трансформации углеводов в донных отложениях служит повышение в них численности углеводородокисляющих микроорганизмов и их ферментативной активности.

Аккумуляция углеводов в ихтиофауне

Исследованиями [2], проведенными в Северном Каспии было установлено, что в те годы, когда углеводороды обнаруживались в высоких концентрациях в водной толще, происходило увеличение их количества в организме рыб-планктонофагов – обыкновенной кильки (*Clupeonella cultriventris caspia*). Усиление загрязнения донных отложений, наблюдавшееся через год после отмеченной высокой степени загрязненности морских вод, привело к увеличению количества углеводов в рыбах придонного биотопа – бычков (семейства *Gobiidae*). Рост аккумуляции углеводов в организме бычков, в том числе и ароматических углеводов (аренов), входящих в состав нефти, в организме кильки вызвал их увеличение в тканях тюленя (*Phoca caspica*) вследствие передачи углеводов по пищевой цепи.

Между тем нарушение нормального развития икры и гибель личинок рыб наблюдается при концентрации нефти в воде более $1,2 \text{ г/м}^3$, а при содержании нефти в воде – $0,08\text{--}0,1 \text{ г/м}^3$ мясо рыбы приобретает неприятный привкус, а выше $0,1 \text{ г/м}^3$ ухудшаются вкусовые качества пресной воды [4]. Сточные воды, например, нефтеперерабатывающих заводов, содержащие нефть в концентрациях выше 16 г/м^3 , смертельны для рыбы и

ее молоди. Углеводороды, содержащиеся в рыбе, передаются по пищевой цепи человеку, накапливаются в его организме, вызывая различные патологические процессы. Так, высокие концентрации ароматических углеводородов, поступающие в рыбную продукцию, могут спровоцировать возникновение злокачественных новообразований, что определяется содержанием в нефти типичного канцерогенного вещества – бенз(а)-пирена (C₂₀H₁₂) [5].

Гигиеническое нормирование углеводородов в донных отложениях

Гигиеническое нормирование углеводородов в донных отложениях должно быть выполнено посредством экспериментального обоснования пороговых концентраций по четырем показателям вредности химических веществ (общесанитарному, водномиграционному, ихтио-аккумуляционному и органолептическому) с целью установления лимитирующего показателя вредности и величины ПДК углеводородов в донных отложениях (мг/кг). Оценка каждого показателя вредности проводится путем определения соответствующей пороговой концентрации углеводородов.

Общесанитарный показатель вредности характеризует процессы изменения численности микроорганизмов и их ферментативной активности в донных отложениях под действием углеводородов. Пороговой концентрацией здесь является то максимальное количество веществ в донных отложениях (мг/кг), которое не вызывает существенных изменений в численности микроорганизмов и их ферментативной активности. Водномиграционный показатель вредности описывает миграцию углеводородов из донных отложений в водную массу. Пороговой концентрацией является то максимальное количество веществ в донных отложениях (мг/кг), которое при поступлении в воду не вызывает превышения их ПДК. Например, ПДК разных видов нефти в воде находится в пределах 0,1–0,3 мг/л, а ПДК продуктов ее переработки в воде – 0,01–0,1 мг/л [1]. Ихтио-аккумуляционный показатель вредности характеризует процесс миграции углеводородов из донных отложений через воду в рыбу и их аккумуляцию в ее тканях и органах. Под пороговой концентрацией по этому показателю подразумевают то максимальное количество веществ в донных отложениях (мг/кг), при котором их накопление в рыбе, используемой в пищу, не вызывает превышения установленных для нее допустимых остаточных количеств (ДОК). Органолептический показатель вредности – это изменение запаха, привкуса и пищевой ценности рыбы под действием углеводородов. Под пороговой концентрацией понимается то максимальное количество веществ в донных отложениях (мг/кг), которое не оказывает воздействия на органолептические показатели рыбной продукции.

Как обычно принято при гигиеническом нормировании, в результате экспериментального обоснования пороговых концентраций углеводородов по четырем вышеперечисленным показателям вредности веществ в качестве лимитирующего выбирают тот, который имеет наименьшую пороговую величину, что в результате и будет представлять собой ПДК углеводородов в донных отложениях водных экосистем.

В целом такой биогеохимический подход к гигиеническому нормированию углеводородов в донных отложениях дает возможность объективно судить об опасности загрязненных донных отложений для водных экосистем и при необходимости предпринять соответствующие профилактические меры. К числу последних относится осуществление систематического гигиенического контроля за содержанием углеводородов в водных экосистемах с оповещением местного населения о неблагоприятной экологической ситуации, особенно в условиях использования водных экосистем для хозяйственно-питьевых целей или рыбной ловли.

Заключение

Таким образом, суть биогеохимического подхода к гигиеническому нормированию углеводов в донных отложениях водных экосистем заключается в экспериментальном обосновании пороговых концентраций углеводов по четырем показателям вредности химических веществ – общесанитарному, водно-миграционному, ихтио-аккумуляционному и органолептическому. При этом в качестве лимитирующего показателя вредности выбирается тот, который имеет наименьшую пороговую величину, что в результате и будет представлять собой ПДК углеводов в донных отложениях водных экосистем.

Литература

1. Беляев М.П., Гнеушев М.И., Глотов Я.К., Шамов О.И. Справочник предельно допустимых концентраций вредных веществ в пищевых продуктах и среде обитания. М. 1993. 142 с.
2. Карыгина Н.В., Попова Э.С. Нефтяное загрязнение экосистемы Северного Каспия (вода, донные отложения, гидробионты) в современный период // Вестник АГТУ. Серия: Рыбное хозяйство. 2016. № 1. С. 14–21.
3. Коронелли Т.В. Принципы и методы интенсификации биологического разрушения углеводов в окружающей среде (обзор) // Прикладная биохимия и микробиология. 1996. Том 32. № 6. С. 579–585.
4. Сверлова Л.И., Воронина Н.В. Загрязнение природной среды и экологическая патология человека. Хабаровск: ООП ККГС, 2001. 216 с.
5. Серковская Г.С. Содержание бенз- α -пирена в образцах товарных нефтей // Химия и технология топлив и масел. 2011. № 3. С. 56.

BIOGEOCHEMICAL APPROACH TO HYGIENIC STANDARDIZATION OF HYDROCARBONS IN BOTTOM SEDIMENTS

R.V. Galiulin, R.A. Galiulina, V.N. Bashkin

The biogeochemical approach to hygienic standardization of hydrocarbons in bottom sediments of water ecosystems is presented. The essence of this approach is concluded in consideration of its fundamental moments in the form of interaction of hydrocarbons and aqueous microorganisms in bottom sediments, accumulation of hydrocarbons in ichthyofauna, as well as formation of conception of hygienic standardization of hydrocarbons in bottom sediments.

Keywords: interaction of hydrocarbons and aqueous microorganisms, accumulation of hydrocarbons in ichthyofauna, hygienic standardization of hydrocarbons in bottom sediments.

УДК: 574:504.054

БИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ЛИМНОЛОГИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ ОЗЕРА СОН-КУЛЬ

Б.М. Дженбаев¹, М.К. Сариева², М.А. Алиаскаров³

¹ Национальная Академия наук Кыргызской Республики,
Бишкек, Кыргызстан, e-mail: kg.bek.bm@bk.ru

² Проект ФАО, GCP/KYR/012/FIN, КР, Бишкек, e-mail: Mairam.Sarieva@fao.org

³ Департамент рыбного хозяйства при Министерстве сельского хозяйства,
пищевой промышленности и мелиорации КР, Бишкек, e-mail: chotkaraev@mail.ru

В данной статье представлены результаты по лимнологическим исследованиям озера Сон-Куль, а также оценка трофического статуса водоема. Вода озера слабо минерализована. Тем не

менее, озеро подвергается антропогенному воздействию и требует периодического мониторинга.

Ключевые слова: Озеро Сон-Куль, лимнологические параметры, трофический статус, олиготрофный и мезотрофный статус, регрессия Диллона и Риглера.

Введение

Озеро Сон-Куль, расположенное в Кыргызской Республике, является вторым по значимости высокогорным пресным водоёмом в стране. Отдельные участки озера имеют статус заповедной территории. Начиная с 60-х годов, в озеро были интродуцированы сиговые виды рыб, которые в дальнейшем нашли благоприятные условия для нагула и воспроизводства. В период СССР озеро Сон-Куль было изучено многими учеными и велись систематические исследования. Однако, в последние десятилетия с развитием экотуризма в регионе, назрела необходимость дать оценку современному состоянию экосистемы озера [1, 5, 6].

Озеро Сон-Куль – второе по величине пресное горное озеро в Кыргызской Республике, тектонического происхождения и расположено на высоте 3016 метров над уровнем моря. Общая площадь водного зеркала равна 273,3 км², длина озера 28 км, глубина озера составляет 15 метров. Объем воды – 2,64 км³. Озеро имеет эллипсоидную форму, вытянутую в юго-восточном направлении (рис. 1) [4].

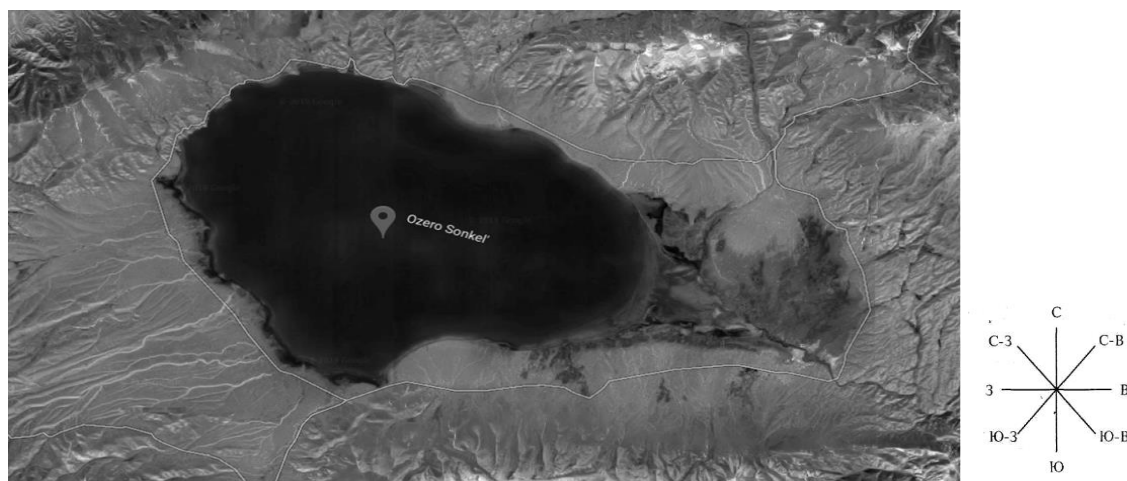


Рис. 1. Озеро Сон-Куль

Юго-восточная часть озера является природоохранной территорией для сохранения редких и исчезающих видов животных и растений внутреннего Тянь-Шаня. В озеро Сон-Куль впадают около 18 больших рек и малых водотоков, вытекает из озера только одна – Кок Жерты, которая впадает в реку Нарын. По данным А.А. Никитина, питание озера Сон-Куль также осуществляется за счет имеющихся подземных притоков [3, 5, 7].

В последние годы с развитием экотуризма в стране, озеро Сон-Куль в летнее время становится популярным туристическим местом в Кыргызской Республике, а также местом для выпаса сельскохозяйственных животных на пастбищах вокруг озера Сон-Куль. В результате, потоки органических отходов, удобрения, туристическая индустрия, сельскохозяйственная деятельность вокруг озера вызывают угрозу его естественной экосистеме. В дополнение Сон-Куль, являясь рыбохозяйственным водоемом, привлекает многих любителей рыболовов, что приводит к неконтролируемому рыбо-

ловству с использованием дешевых запрещенных орудий лова (сети). Зачастую рыболовы оставляют сети в озере, что также является серьезной проблемой для экосистемы озера в целом. Из-за вышеприведенных процессов, первичное производство, кругооборот питательных веществ может сильно измениться. Поэтому путем постоянного мониторинга и биогеохимических исследований качества воды можно предпринять соответствующие природоохранные меры в управлении водными ресурсами.

Методы исследований

Исходным материалом для исследований воды явились взятие проб и сбор таких параметров, как температура воды, кислотно-щелочной баланс воды (рН), электропроводность, содержание растворенного кислорода, минерализация, прозрачность воды по глубине диска Секки, общая щелочность, нитраты, общий фосфор, растворенный фосфор, хлорофилл «а».

Пробы воды отбирались в каждом сезоне в течение 2015–2016 годов. Анализы на определение общего и растворенного фосфора, нитратов и общей щелочности выполнялись в лабораторных условиях путем титрования раствором тетраборнокислого натрия (обратное титрование), нитраты определялись фотометрическим методом реактивом Грисса после восстановления в кадмиевом редуторе. Общий и растворенный фосфор определялся методом фотометрического определения с молибдатом аммония [8]. Измерение хлорофилла «а» – в лабораторных условиях спектрофотометрическим методом, описанным Стирлингом Х.П. [10].

Данные концентрации растворенного кислорода (O₂), кислотнощелочного баланса (рН), температуры воды, электропроводности, солености, минерализации получены с помощью портативного полевого оборудования, непосредственно в воде на каждом участке. Прозрачность воды определялась с использованием диска Секки.

Результаты исследований и обсуждение

Исследования лимнологических характеристик в озере Сон-Куль, которые представляют биологическую продуктивность озера, охватывали все четыре климатических сезона. Для анализов исходных данных применяли усредненные годовые параметры по сезонам и участкам, которые также представляют собой разумные надежные оценки, также приводится стандартная погрешность каждого параметра (табл. 1).

Таблица 1

Усредненные физико-химические и биологические параметры озера Сон-Куль

Показатели	Осень	Зима	Весна	Лето
рН	8,5 ± 0,4	5,8 ± 0,2	7,3 ± 0,1	9,0 ± 0,06
Электропроводность, (мкСм/см)	522,8 ± 26	527,5 ± 107	536,5 ± 9,3	516,4 ± 1,2
Растворенный кислород, (мг/л)	8,6 ± 0,4	14,5 ± 0,2	13 ± 0,5	9,6 ± 0,05
Общее количество растворенных твердых веществ (TDS), ppm	179,9 ± 89,7	259 ± 52,8	263,4 ± 4,5	253,5 ± 0,6
Соленость, (psu)	0,2 ± 0,08	0,2 ± 0,04	0,3 ± 0,003	0,2 ± 0,001
Температура, (°C)	6,8 ± 0,9	1,1 ± 0,58	13,4 ± 1	17,0 ± 0,3
Общая щелочность, мг/л)	140,3 ± 3,3	144,3 ± 1,3	134,6 ± 0,8	140,4 ± 1,2
Общий фосфор, (мг/л)	0,008 ± 0,0005	0,005 ± 0,0006	0,03 ± 0,004	0,01 ± 0,002
Растворенный фосфор, (мг/л)	0,008 ± 0,0008	0,004 ± 0,0005	0,01 ± 0,002	0,01 ± 0,002
Нитраты, (мг/л)	0,006 ± 0,003	0,01 ± 0	0 ± 0	0 ± 0
Прозрачность по диску Секки, (м)	4,2 ± 0,9	5,0 ± 0,6	4,2 ± 1,4	3,6 ± 0,6
Хлорофилл “а”, (мг/м ³)	0,6 ± 0,1	0,6 ± 0,2	2,5 ± 0,3	2,0, ± 1,1

Как видно из таблицы, кислотно-щелочной баланс (рН) озера Сон-Куль изменяется практически по сезонам и имеет непостоянную закономерность. Значение показателей варьирует в пределах от слабокислой среды 5,8 в зимний и летний периоды приобретает характер щелочной среды. Наблюдаемое падение показателя кислотности воды от нормы показателя (ПДК 6,5–8,5) 1,0 единица и увеличение щелочной среды на 0,5 единиц.

По показателю электропроводности отмечается, что резких отклонений в лимнологических параметрах на озере Сон-Куль не наблюдается, как по сезонам, так и по участкам – от 516 мкСм/см в летний и 536 мкСм/см в весенний периоды. По величине электропроводности, придерживаясь эмпирически найденного соотношения содержания солей (мг/л) – 0,65 мкСм/см, рассчитана величина общей минерализации. Таким образом, средняя общая минерализация согласно W. Rodhe (1949) на озере Сон-Куль составляет 296 мг/л и оно характеризуется низкой минерализацией воды.

Прозрачность воды озера Сон-Куль по участкам и сезонам сильно не отличается, в среднем преобладает значение от 3,6 до 5 метров, согласно градации прозрачности, предложенной С.П. Китаевым (2007), оно относится к типу озер с высокой прозрачностью.

Концентрации растворенного кислорода в поверхностном слое озера Сон-Куль во все сезоны находились в пределах достаточного насыщения от 8,6–14,5 мг/л, случаев дефицита растворенного в воде кислорода не наблюдается. Насыщение воды кислородом меняется от 75 % до 95 %. Исследование содержания нитратов в озере Сон-Куль показывает, что в осенний период оно составляет 0,006 мг/л, зимой незначительно повышено до 0,01 мг/л. Показатели нитратов в воде в теплые сезоны года – летний и весенний периоды, почти не отмечаются и находятся на уровне нулевого значения. Низкое их содержание показывает, что распространение химических, фекальных и других загрязнений не наблюдается на озере. Температура воды в озере Сон-Куль в летний период 17 °С, зимой температура воды опускается до 1,1 °С, весной она составляет 13,4 °С, а осенью приближается к 6,8 °С.

Согласно термической классификации озер, предложенной Ф.А. Форелем, озеро Сон-Куль относится к димиктическим озерам [2].

По показателям хлорофилла «а» и общего фосфора оценен его трофический статус с использованием регрессионного анализа по методу Диллона и Риглера (1980) [9]. Результаты указывают, что озеро Сон-Куль на основной части своей акватории продолжает сохранять исходный олиготрофный статус, однако на отдельных участках юго-восточной части озера вода в летний период местами оценивается, как мезотрофная, несмотря на стабильные лимнологические показатели (рис. 2).

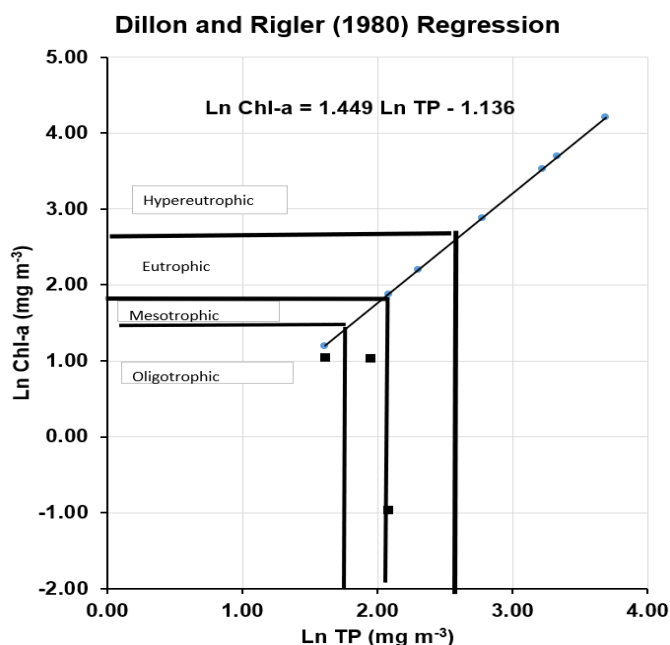


Рис. 2. Регрессия Диллона-Риглера с трех участков выборки на озере Сон-Куль

Заключение

Изменение трофического статуса озера Сон-Куль возможно связано не только с происходящими биологическими процессами в самом озере, но и с гидрологическим состоянием озера и состоянием водосбора. По результатам данной работы можно сделать выводы, что оно подвергается антропогенному воздействию, несмотря на высокое качество воды. Следует отметить необходимость принимать соответствующие меры по сохранению озера Сон-Куль и проводить постоянный контроль его биогеохимического и экологического состояния во избежание трансформации экосистемы.

Литература

1. Дженбаев Б.М. Биогеохимия природных и техногенных экосистем Кыргызстана. Бирт: Илим, 2012. 404 с.
2. Китаев С.П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2007. 395 с.
3. Кустарева Л.А., Лемзина Л.В. Жизнь в водоёмах Кыргызстана. Бишкек: Илим, 1997. 224 с.
4. Маматканов Д.М., Бажанова Л.В., Романовский В.В. Водные ресурсы Кыргызстана. Бишкек: Илим, 2006. 265 с.
5. Никитин А.А. Аклиматизация и искусственное воспроизводство сиговых рыб в водоемах Киргизии. Фрунзе, 1976. 121 с.
6. Пивнев И.А. Рыбы Киргизии. Бишкек, 1990. С. 3–4.
7. План управления Каратал-Жапырыкского государственного заповедника. 24.06.16. № 01-9/173.
8. Руководство по химическому анализу поверхностных вод. Л: Гидрометеиздат, 1977. 541 с.
9. Dillon, P.J., and Rigler F.H. The phosphorus–chlorophyll relationship in lakes. *Limnol // Oceanogr.*, 1974. № 19. P. 767–773.
10. Hadrian P. Stirling with contribution from: Malcolm C. Beveridge, Lindsay G. Ross, Michael J. Phillips *Chemical and Biological Methods of Water Analysis for Aquaculture*, Institute of Aquaculture University of Stirling, Stirling FK9 4LA Scotland. 1985. 119 p.

BIOECOLOGICAL ASSESSMENT OF LIMNOLOGICAL PARAMETERS OF SON-KUL LAKE

B.M. Djenbaev, M.K. Sarieva, M.A. Aliaskarov

This article presents the results of limnological studies of the Son-Kul lake, as well as an assessment of the trophic status of the reservoir. The water of the lake is poorly mineralized. However, the lake is subject to anthropogenic influence and requires periodic monitoring.

Keywords: Son-Kul lake, limnological parameters, trophic status, oligotrophic and mesotrophic status, Dillon and Rigler regression.

УДК 550.46+614.3

ПРИРОДНЫЕ ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ТЕРРИТОРИЙ И ПРОБЛЕМЫ НОРМИРОВАНИЯ КАЧЕСТВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД

О.М. Иваницкий¹, В.Н. Кузьмич², Е.П. Янин¹

¹Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН,
Москва, Россия, e-mail: yanin@geokhi.ru

²НИИ «Природные ресурсы», Москва, Россия

Обосновывается необходимость учета региональных природных особенностей химического состава поверхностных вод при разработке нормативов их качества, оценке состояния и степени техногенного загрязнения водных объектов.

Ключевые слова: поверхностные воды, региональные геохимические особенности, качество вод, стандарты качества, оценка состояния.

В настоящее время в России оценка состояния и качества поверхностных пресных вод осуществляется с помощью:

1) гигиенических нормативов:

а) ПДК (предельно допустимых концентраций) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования (ПДК_{хп});

б) ОДУ (ориентировочных допустимых уровней) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования;

2) гигиенических требований:

а) общих требований к составу и свойствам воды водных объектов в контрольных створах и местах питьевого, хозяйственно-бытового и рекреационного водопользования (некоторые показатели этих требований в обиходе нередко также называют ПДК);

б) нормативов качества воды родников;

3) рыбохозяйственных нормативов:

а) ПДК вредных веществ в водных объектах рыбохозяйственного значения (ПДК_{рх});

б) показателей состояния рыбохозяйственных водных объектов;

в) общих требований к составу и свойствам воды водных объектов рыбохозяйственного значения.

Как показывает практика, сложившаяся в нашей стране система оценки состояния поверхностных вод, основанная на указанных выше нормативах и требованиях, не всегда позволяет получить информацию, объективно оценивающую качество поверхностных вод, экологическое состояние водных объектов и реальную степень техногенного воздействия на водные экосистемы. Существенным (а возможно, и самым главным) недостатком этой системы является тот факт, что практически все используемые нормативы и показатели устанавливаются как единые для всей территории страны и совершенно не учитывают региональные и тем более локальные природные особенности водных объектов, когда реальные (естественные, фоновые) уровни различных химических веществ в поверхностных водах могут, например, заметно превышать установленные для них нормативы (ПДК и т. п.). Это априори обуславливает получение информации, не отражающей реального состояния водных объектов. Именно поэтому в последние годы ставится вопрос о необходимости разработки так называемых региональных ПДК, учитывающих реально существующую региональную природную неоднородность химического состава поверхностных вод, обусловленную природными факторами и явлениями. Больше того, требование установления нормативов качества поверхностных вод

с учетом природных особенностей поставлено Федеральным законом «Об охране окружающей среды» (п. 2. ст. 21). В соответствии с Водной стратегией РФ на период до 2020 г., утвержденной распоряжением Правительства РФ от 27.08.2009 № 1235-р (разделы 4, 5, 6), также предусматривается разработка экологически ориентированных (природоохранных) нормативов качества окружающей среды с учетом целевого состояния водных объектов и механизмов учета факторов формирования регионального фонового состояния водных объектов.

Региональная неоднородность химического состава природных вод является следствием важнейшей особенности строения, «основного проявления» биосферы – ее геохимической гетерогенности (мозаичности) [1]. Согласно сформулированному В.И. Вернадским эмпирическому обобщению, химический состав биосферы в разных местах земной поверхности закономерно различен и теснейшим образом связан с геологическим характером местности, с ее литологическим составом, со сгущениями разных форм жизни. С геохимической точки зрения любые естественные образования – природный компонент, геологическое тело, ландшафт, экосистема – определяются, прежде всего, своим элементарным химическим составом, т. е. характерным только для них количественным распределением химических элементов. В полной мере это относится и к природным водам. Например, в своей фундаментальной «Истории природных вод» Вернадский приводит классификацию природных вод, насчитывающую 485 минералов группы воды, распределяющихся в 139 семейств, в свою очередь собирающихся в 39 подцарств, которые объединяются в 19 царств вод [2]. В подцарстве наземных (поверхностных) вод ученый выделил 16 семейств и 64 вида вод, различающихся химическим составом. Общее же число видов вод, по его мнению, должно быть увеличено до 1500.

Авторами в рамках НИР «Разработка системы природоохранного нормирования качества поверхностных вод» по базовому проекту ФЦП «Развитие водохозяйственного комплекса Российской Федерации в 2008–2020 годах» был выполнен анализ доступных ретроспективных материалов «дохозяйственного периода» и фактических данных по фоновым участкам гидрографической сети, не испытывающих прямое хозяйственное воздействие [6, 7]. В итоге для каждого из 20 бассейновых округов (как основной единицы управления в области использования и охраны водных объектов), установленных Водным кодексом РФ получены характеристики химического состава речных вод и приведен перечень веществ с рекомендацией пересмотра нормативов, прежде всего ПДК_{рх}, с позиции требований природоохранного законодательства. Установлено, что химический состав поверхностных вод в пределах конкретного бассейнового округа в природных (естественных) условиях характеризуется специфическими особенностями, которые обусловлены естественными условиями и факторами его формирования и которые должны учитываться при оценках экологического состояния водных объектов и степени их техногенного загрязнения, а также при таксации рыбохозяйственных водоемов. Значения ряда показателей качества (ХПК, БПК и т. п.) и уровни содержания многих химических элементов и их соединений в природных (фоновых) речных водах в одних случаях могут заметно превышать, в других – быть существенно (для некоторых химических элементов на порядок) ниже значений установленных нормативов и ПДК_{рх}. Например, в пределах Окского бассейнового округа широко распространены карстовые районы, где формируются природные речные воды с высокой минерализацией (более 1 г/л) и концентрациями сульфатов кальция и магния, превышающими нормативы ПДК_{рх}. Для воды ряда водных объектов характерны высокие (выше ПДК_{рх}) природные уровни нитритов, аммонийного азота, ванадия, марганца, общего железа, меди, цинка, иногда ртути, молибдена и алюминия, а также существенно повышенные значе-

ния показателей ХПК и БПК₅. В границах Амурского бассейнового округа природные речные воды практически повсеместно и стабильно отличаются высокими (выше ПДК_{рх}) содержаниями органического вещества (по ХПК), фенолов, аммонийного азота, фосфатов, общего железа, меди, цинка. Кроме того, для речных вод отдельных районов данного бассейнового округа (особенно в пределах рудных районов) типичны высокие природные уровни стронция, мышьяка, марганца, иногда кремния. Еще раз отметим, что на значительной территории России поверхностные (речные и озерные) природные пресные воды обладают минерализацией на один-два порядка ниже, чем установленные нормативные уровни.

Использование ПДК_{рх} или ПДК_{хп}, единых для огромных территорий, без учета региональных (и, возможно, даже локальных) особенностей формирования химического состава природных вод повсеместно искажает реальную ситуацию и приводит к ненужным материальным затратам (в частности, соответствующие системы мониторинга и контроля в такой ситуации априори и вынужденно выдают заведомо неточную информацию). Например, для оценки загрязненности воды водных объектов (результаты которой приводятся в официальных документах различных ведомств и служб) в быв. СССР и сейчас в России широко используется так называемый удельный комбинаторный индекс загрязненности воды (УКИЗВ) [5]. При расчетах УКИЗВ (как и других комплексных показателей) в качестве нормативов («эталонов») используют ПДК вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов и водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования (наиболее жесткие, т. е. минимальные, значения ПДК из совмещенных списков указанных нормативов, каковыми для большинства ингредиентов являются ПДК_{рх}). Анализ соответствующих документов показывает, что приводимые в них оценки загрязненности поверхностных вод далеко не всегда объективны и очень часто не отражают реально существующей ситуации. Например, согласно [4], основными загрязняющими веществами поверхностных вод практически на всей территории СССР в 1981–1985 годах являлись медь, цинк, железо, легкоокисляемые органические вещества (по БПК₅), фенолы, соединения азота. Именно эти показатели и составляли основу ингредиентов, которые использовались при расчете УКИЗВ и других комплексных показателей состояния вод, что, в конечном счете, и предопределяло якобы высокий и даже очень высокий уровень загрязнения поверхностных вод на значительной территории страны. Аналогичная ситуация наблюдается и для других периодов времени, в том числе и для современной России. В то же время хорошо известно, что во многих регионах России (а тем более быв. СССР) фоновые (т. е. природные, естественные) содержания в поверхностных водах меди, железа, цинка, фенолов, нередко соединений азота и некоторых других химических веществ заметно (часто на порядок) превышают ПДК_{хп} и ПДК_{рх}. При этом, что важно, каких-либо заметных функциональных отклонений (например, по гидробиологическим данным) в состоянии экосистем таких водных объектов не наблюдалось. Тем не менее, по значениям УКИЗВ воды этих водных объектов (нередко на значительных и даже огромных по площади территориях) относились к категории вод с высоким и очень высоким уровнем загрязненности, что (с учетом неоднозначности значений нормативов ПДК, особенно рыбохозяйственных) явно не соответствует реально существующей ситуации. В свою очередь, фоновые уровни содержания целого ряда химических элементов и природные значения некоторых гидрохимических показателей нередко многократно ниже существующих нормативов, что также совершенно не учитывается при оценках качества и интенсивности загрязнения поверхностных вод. Особое внимание следует обратить на тот факт, что на значительной территории России поверхностные природные (речные и озерные) воды обладают минерализацией на один-два порядка ниже, чем установленные нормативные уровни.

Показательны также следующие факты. Так, установленные к настоящему времени (на большом фактическом материале) средние (глобальные и региональные) содержания многих химических элементов и их соединений в различных видах природных вод свидетельствуют о том, что они, с одной стороны, незначительно отличаются и даже превышают действующие ныне ПДК_{рх}. В частности, значения глобальных параметров распределения в природных водах алюминия, марганца, цинка, меди, молибдена, ванадия, ртути превышают (нередко существенно) существующие ныне ПДК_{рх}, что явно свидетельствует об условности последних. С другой стороны, глобальные и региональные параметры распределения целого ряда химических элементов существенно ниже (на один – два порядка) их ПДК_{рх}, что также вызывает большие сомнения относительно адекватности последних. Это, в частности, относится к некоторым главным ионам (макрокомпонентам), а также к стронцию, бору, литию, йоду, хрому, рубидию, цирконию, олову, цезию. Так, например, ПДК_{рх} цезия установлена в 1000 мкг/л, тогда как его среднее содержание в речных водах оценивается примерно в 0,02–0,03 мкг/л, в морской воде ~ 0,5 мкг/л, и только в редких типах термальных вод и рассолов его концентрации могут достигать 200–500 мкг/л и совсем редко – порядка 2000 мкг/л. Содержание цезия в попутных нефтяных водах достигает 360 мкг/л [3]. Считается, что при таких содержаниях цезия и при наличии соответствующей технологии добыча его из нефтяных вод может быть рентабельной, т. е. ПДК_{рх} цезия практически в три раза выше уровня его промышленной кондиции. Формально можно сбрасывать в любой водоем (где природные концентрации цезия составляют около 0,03 мкг/л) любые сточные воды с концентрацией этого элемента в 999 мкг/л, с чем вряд ли можно согласиться.

Таким образом, формирование химического состава поверхностных (особенно речных) вод осуществляется в разных регионах нашей страны при участии разнообразного комплекса факторов и явлений, что, в конечном счете, и обуславливает его достаточно выраженную региональную природную неоднородность. В пределах России существуют многочисленные водные объекты или их значительные по протяженности участки, в пределах которых природные (фоновые, естественные) уровни содержания широкого круга химических элементов и их соединений часто существенно отличаются от установленных нормативных значений (гигиенических и рыбохозяйственных ПДК). При этом природные (фоновые) концентрации могут как превышать (и порой значительно) нормативы ПДК_{рх} или ПДК_{хп}, так и быть существенно ниже последних. Данные факты однозначно указывают, во-первых, на необходимость учета региональных природных особенностей химического состава природных вод при оценках состояния и степени техногенного загрязнения поверхностных вод и, во-вторых, на необходимость пересмотра существующих ПДК (особенно рыбохозяйственных) с учетом региональных особенностей распределения химических элементов и их соединений в поверхностных водах.

Литература

1. Вернадский В.И. Химическое строение биосферы Земли и ее окружения. М.: Наука, 2001. 376 с.
2. Вернадский В.И. История природных вод. М.: Наука, 2003. 750 с.
3. Воды нефтяных и газовых месторождений СССР. М.: Недра, 1989. 382 с.
4. Динамика качества поверхностных вод Советского Союза в 1981–1985 годах. Л.: Гидрометеиздат, 1991. 335 с.
5. РД 52.24.643-2002. Методические указания. Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям.
6. Янин Е.П., Кузьмич В.Н., Иваницкий О.М. Определение природной региональной неоднородности химического состава поверхностных вод при установлении нормируемых показате-

лей качества воды // Труды Четвертой Всероссийской научной конференции с международным участием «Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов», г. Москва, 15–18 сентября 2015 г. М.: ИВП РАН, 2015. С. 222–224.

7. Янин Е.П., Кузьмич В.Н., Иваницкий О.М. Региональная природная неоднородность химического состава поверхностных вод суши и необходимость ее учета при оценках их экологического состояния и интенсивности техногенного загрязнения // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов. 2016. № 6. С. 3–72.

NATURAL GEOCHEMICAL FEATURES OF THE TERRITORIES AND PROBLEMS OF NORMALIZING QUALITY OF SURFACE WATERS

O.M. Ivanitsky, V.N. Kuzmich, E.P. Yanin

The necessity of taking into account the regional natural features of the chemical composition of surface waters is substantiated when developing standards for their quality, assessing the state and degree of technogenic pollution of water bodies.

Keywords: surface waters, regional geochemical features, water quality, quality standards, state assessment.

УДК: 597.554.3:591.132:577.152.34

ВЛИЯНИЕ ЦИНКА И МЕДИ НА ПИЩЕВОЕ ПОВЕДЕНИЕ И АКТИВНОСТЬ ПЕПТИДАЗ КИШЕЧНИКА КАРПА *CYPRINUS CARPIO*

В.В. Кузьмина¹, А.Ф. Тарлева^{1,2}, В.А. Шептицкий²

¹Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина РАН,
п. Борок, Ярославская обл., Россия, e-mail: vkuzmina@ibiw.ru

²Приднестровский государственный университет им. Т. Г. Шевченко,
Тирасполь, Приднестровье, Молдова

Изучено влияние соединений цинка ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$) и меди ($CuSO_4 \cdot 5H_2O$), включаемых в состав корма, на пищевое поведение и протеолитическую активность химуса и слизистой оболочки кишечника сеголеток карпа *Cyprinus carpio* L. Показано, что оба металла при хроническом введении с кормом негативно влияют на пищевое поведение рыб, однако, динамика разных показателей поведения различна. Полученные результаты свидетельствуют о более выраженном влиянии цинка и меди на двигательные реакции, чем на потребление корма у карпов. Показано более значительное влияние поступающей с пищей меди, чем цинка, на протеолитическую активность химуса и слизистой оболочки кишечника у карпа. Активность пептидаз *in vivo* зависит от концентрации металлов в меньшей степени, чем *in vitro*. Обсуждаются возможные механизмы действия Zn и Cu на пищевое поведение и активность протеолитических ферментов кишечника рыб.

Ключевые слова: карп, цинк, медь, тяжелые металлы, пищевое поведение, двигательные реакции, кишечник, протеолитические ферменты.

Введение

В последние годы большое внимание уделяется изучению последствий антропогенного воздействия на гидросферу, которое значительно влияет на физиологические процессы у рыб и других гидробионтов. Особую опасность представляют тяжёлые металлы, попадающие в организм рыб с водой и пищей и оказывающие существенное влияние на различные аспекты их жизнедеятельности [7]. Как известно, тяжёлые металлы, в частности Zn

и Cu, наряду с другими незаменимыми микроэлементами, входят в состав многих жизненно важных соединений [1, 15]. Оптимальный уровень цинка в рационе варьирует у рыб от 15 до 30 мг/кг сухой массы корма, меди – от 1 до 9 мг/кг сухого корма [12, 15]. Эффекты влияния Zn и Cu на пищевые реакции рыб зависят от концентрации металлов и времени их действия. Установлено, что Cu в концентрации 0.1, 0.2 и 0.5 мг/л в 5–6 раз увеличивает латентное время питания серебряного карася *Carassius auratus* по сравнению с контролем [13]. Статистически значимое уменьшение этого показателя в присутствии 0.03 мг Cu /л и 0.04 мг Zn /л (0.13 мкмоль/л) наблюдается через 30 ч, в присутствии 0.38 и 0.42 мг/л (1.5 мкмоль/л) – через 1.5 ч от начала экспозиции [10]. По мере увеличения концентрации Cu в воде (0.1, 0.18 или 1.71 мг/л) увеличивается время удержания пищи у ушастого окуня [24]. Наблюдаемые нарушения пищевого поведения могут быть вызваны структурными и функциональными изменениями в таких сенсорных системах, как обоняние, вкус и боковая линия [5]. Данные по влиянию на пищевое поведение рыб цинка и меди, поступающих в организм в составе корма, в доступной литературе отсутствуют.

Поскольку от эффективности питания зависит жизнеспособность отдельных особей, а также популяций рыб и биоценозов в целом, исследовались различные аспекты влияние тяжелых металлов на пищеварительные процессы у рыб. При этом показано, что такие биогенные металлы, как цинк и медь, будучи жизненно необходимыми [12, 15], в высоких концентрациях могут оказывать негативное воздействие на активность пищеварительных ферментов [8]. Вместе с тем, ранее влияние цинка и меди на активность пищеварительных гидролаз карпа и рыб других видов исследовалось лишь в условиях *in vitro*.

Цель работы состояла в изучении влияния Zn и Cu, содержащихся в корме, на различные аспекты пищевого поведения и протеолитическую активность химуса и слизистой оболочки кишечника карпа.

Методы

Объект исследования – сеголетки карпа *Cyprinus carpio* L. Длина тела рыб – 8.3 ± 0.2 см, масса – 11.6 ± 0.4 г. Молодь карпов получена естественным нерестом с последующим выращиванием в течение летнего периода в прудах стационара полевых и экспериментальных исследований ИБВВ РАН «Сунога».

В опытах по исследованию пищевого поведения рыб кормили 2 раза в неделю желированным кормом с преобладанием белковых компонентов (17.3 % белка, 1.7 % жира и 0.1 % углеводов в расчете на сырую массу) *ad libitum*. За два месяца до начала опытов рыбы были пересажены в 3 непроточных принудительно аэрируемых аквариума (40 л, температура воды $20 \pm 2^\circ\text{C}$) по 5 особей в каждом. За две недели до начала опыта рыб начинали приучать к условиям опыта. При этом рыбам всех групп ежедневно в 16 ч давали тот же корм, 5 % от массы тела. С началом эксперимента рыбам 1-й опытной группы давали корм, содержащий сернокислый цинк ($\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$), рыбам 2-й опытной группы – корм, содержащий сернокислую медь ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) в концентрации 0.04 ммоль металла/кг сырого корма (9.36 и 9.07 мг/кг сырого корма). Рыбы контрольной группы продолжали получать корм, не содержащий металлы. Для моделирования бентосного типа питания корм опускали на дно у передней стенки аквариума. Смену воды в аквариумах производили одновременно по мере ее загрязнения. Во время тренинга и опытов рыб индивидуально помещали в камеру из прозрачного оргстекла с перфорациями (стартовый отсек), размером $10 \times 5 \times 6$ см, которую устанавливали у задней стенки 40 л аквариума [9]. Передняя стенка камеры могла подниматься. У противоположной стенки аквариума помещали корм (25 экз. замороженных личинок хирономид *Chironomus sp.*, индивидуальная масса 6.0 мг). Когда передняя стенка камеры поднималась, рыбы могли выходить из камеры для

поиска и потребления корма. Регистрировали три параметра – время нахождения рыб в стартовом отсеке после подъема передней стенки камеры (t_1), время, необходимое для достижения рыбами кормового пятна – латентное время питания (ЛВП или t_2), величина которого обратно пропорциональна скорости пищевой реакции ($1/t_2$), и потребление корма (R , количество съеденных личинок хирономид за 3 мин наблюдения). Наблюдения проводили 1 раз в сутки (начало в 9⁰⁰) на протяжении 6 недель. Регистрацию поведенческих реакций проводили ежедневно, затем суммировали и усредняли результаты, полученные в течение каждых 10 суток наблюдения.

В опытах по исследованию активности протеолитических ферментов рыбы, разделенные на 13 групп по 5 экз. в каждой (контроль и 12 экспериментальных групп), получали корм, содержащий металлы (серноокислый цинк или серноокислую медь – $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ или $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ в концентрации 10, 100 или 200 мг/кг). Рыб группы А, получавших одну порцию корма (5 % от массы тела), содержащего металлы, анализировали через 5 ч. Рыб группы В кормили дважды с интервалом в 24 ч и анализировали через 5 ч после второго кормления. Кишечник рыб изымали из полости, помещали на стекло ледяной бани, освобождали от жира, осушали фильтровальной бумагой и разрезали вдоль. Химус собирали при помощи пластмассового скребка и небольшого (5мм) стеклянного шпателя. Затем снимали слизистую оболочку. Химус или слизистую от 5 особей объединяли в равных пропорциях и тщательно перемешивали. Навески химуса и слизистой гомогенизировали в стеклянном гомогенизаторе с небольшим количеством раствора Рингера для холоднокровных животных (103 мМ NaCl, 1.9 мМ KCl, 0.45 мМ CaCl_2 , 1.4 мМ MgSO_4 , pH 7.0) при температуре 0–4°C. Гомогенаты разводили раствором Рингера в соотношении 1:99. После этого в каждую пробирку добавляли 0.5 мл субстрата (1 % раствор казеина pH 7.4) и 0.5 гомогената. Содержимое пробирок инкубировали в течение 30 мин при постоянном перемешивании. Активность протеиназ (преимущественно трипсин КФ 3.4.21.4) определяли модифицированным методом Ансона [14] в 5-и повторностях с учетом фона и выражали в единицах скорости реакции, мкмоль/(г·мин). Количество продуктов реакции (преимущественно тирозин) определяли при помощи фотоэлектроколориметра КФК-2 (длина волны 670 нм). Данные обработаны статистически с использованием приложения EXCEL программы MS Office'XP. Достоверность результатов оценивали по F-критерию Фишера для малых выборок при уровне значимости $p \leq 0.05$, $p \leq 0.01$ и $p \leq 0.001$.

Результаты

Время нахождения в стартовой камере рыб контрольной группы в начале опыта составляло 1.4 ± 0.2 с. В течение 1-й декады от начала опыта значения t_1 у рыб, получавших с кормом Zn, фактически не изменились, у получавших Cu – увеличились на 34 % по сравнению с контролем (табл. 1). В течение 2-й декады значения t_1 в контроле несколько снизились, а под влиянием Zn и Cu увеличились на 58 и 73 % по сравнению с контролем. В дальнейшем у рыб 1-й группы наблюдалось последовательное уменьшение показателя до уровня, близкого к контрольному, а у рыб 2-й группы – увеличение с максимумом в период 20–30 сут. наблюдения (на 95 % по сравнению с контролем, $P < 0.001$). Затем у рыб, получавших Cu, наблюдалось постепенное снижение величины t_1 , не достигающее контрольного уровня – значения t_1 у рыб этой группы были статистически значимо ($P < 0.01$) выше (на 60 %), чем у рыб контрольной группы. В наибольшей степени Zn и Cu повлияли на латентное время питания рыб. В начале опыта величина t_2 в контрольной группе составляла 12.4 ± 3.7 с; у рыб, получавших с кормом Zn и Cu, в течение 1-й декады от начала опыта значения t_2 , увеличились по сравнению с контролем на 113 и 568 %. В последующие сроки наблюдения этот показатель в 1-й группе возрастал, а начиная с 3-й декады, снижался до уровня контрольных значений. У рыб 2-й группы, напротив,

в течение 2-й и 3-й декад наблюдалось снижение t_2 на 214 и 211 % и последующий подъем с максимумом в течение 5-й декады на 612 % против контроля.

Потребление корма под действием Zn и Cu изменялось разнонаправлено. В начале опыта в контрольной группе оно составило 6.6 ± 1.6 личинок хирономид. В течение 1-й декады у рыб, получавших с кормом Zn, оно увеличилось по сравнению с контролем на 39 % ($P < 0.01$), у рыб, получавших с пищей Cu, – уменьшились по сравнению с контролем на 29 % ($P < 0.01$). В последующие сроки наблюдалось последовательное увеличение потребления корма в контрольной группе до 22 личинок хирономид. Динамика показателя у рыб, получавших с кормом Zn, была аналогична таковой у контрольных особей. У рыб, получавших с пищей Cu, на протяжении всего эксперимента наблюдалось периодическое разнонаправленное изменение потребления корма – снижение в течение 1-й декады, подъем в течение 2-й декады, плавное снижение, последующий новый подъем и снижение в конце опыта. При этом амплитуда изменений величины R у рыб, получавших с пищей Cu, как правило, была меньшей по сравнению с контрольным уровнем.

Полученные данные по влиянию добавок Zn и Cu на пищевую активность сеголеток карпа хорошо согласуются с результатами других исследований, свидетельствующими о негативном действии тяжёлых металлов на пищевое поведение рыб [4, 10, 20, 24]. При обсуждении приведенных данных важно учитывать то обстоятельство, что ранее исследовалось влияние солей металлов, растворенных в воде, и действующих преимущественно на экстракорпоральные сенсорные системы. При этом ионы Zn и Cu не только влияли на пищевое поведение рыб, но значительно изменяли структурные и функциональные характеристики сенсорных систем [5].

Таблица 1

**Влияние цинка и меди на различные аспекты пищевого поведения молоди карпа
($M \pm m$, $n = 5$)**

Группы	Продолжительность эксперимента, сут.					
	1–10	10–20	20–30	30–40	40–50	50–60
Время пребывания рыб в стартовой камере, t_1 , с						
Контроль	1.4 ± 0.1	1.1 ± 0.1	1.3 ± 0.1	1.2 ± 0.1	1.1 ± 0.1	1.1 ± 0.1
Zn	1.3 ± 0.1	1.7 ± 0.2	1.7 ± 0.1	1.5 ± 0.1	1.3 ± 0.1	1.1 ± 0.1
Cu	1.8 ± 0.2	1.9 ± 0.2	2.5 ± 0.3^b	1.9 ± 0.2^b	1.7 ± 0.1	1.7 ± 0.1^b
Латентное время питания, t_2 , с						
Контроль	13.8 ± 3.6	8.46 ± 1	9 ± 1	7.26 ± 0.3	6.65 ± 0.3	5.73 ± 0.2
Zn	29.3 ± 5.9	40 ± 8.6^b	33.7 ± 6.3^b	20.3 ± 4	9.7 ± 1.1	7 ± 0.5
Cu	93.5 ± 10.3	26.6 ± 5.6^a	28.0 ± 5.0	41.8 ± 5.6	47.4 ± 7.1	35.2 ± 3.0^b
Потребление корма (количество личинок хирономид)						
Контроль	11.3 ± 0.8	12.2 ± 0.7	14.6 ± 0.7	16.6 ± 0.6	20.3 ± 0.5	22.0 ± 0.4
Zn	15.7 ± 1.0^b	14.8 ± 1.3	15.5 ± 1.0	16.6 ± 0.9	21.3 ± 0.7	22.7 ± 0.7
Cu	8.0 ± 1.1	14.9 ± 0.9	14.0 ± 0.9	12.2 ± 0.1^b	15.7 ± 1.2^b	13.8 ± 0.9^b

Примечание: $a P < 0.05$; $b P < 0.01$; $c P < 0.001$ по критерию Краскела-Уоллиса – при сравнении с контролем.

Особенность данной работы в том, что изучалось интракорпоральное действие ионов Zn и Cu. Как подчеркивалось во введении, Zn и Cu поступают в организм рыб с водой и пищей [12, 15]. В кишечнике металлы абсорбируются при участии аминокислот, главным образом гистидина и цистеина [15, 17]. В цитоплазме эпителиоцитов ионы цинка связываются с металлотионеинами или при помощи специализированного транс-

портера переносятся через базальную мембрану в постэпителиальные слои [15]. Поступающие в эпителиоциты ионы меди связываются внутриклеточными металлошаперонами, которые способствуют ее переносу к базолатеральной мембране и высвобождению при помощи экзоцитоза [15]. Поступающая во внутреннюю среду Cu аккумулируется в печени [15]. Более выраженное влияние Cu на пищевое поведение рыб по сравнению с Zn может быть связано с тем, что Zn является одним из наиболее сильных индукторов металлотионеинов, а Cu – самым слабым [23].

Помимо этого, следует отметить разную динамику исследованных показателей. По всей вероятности, это связано с разной скоростью абсорбции Zn и Cu в кишечнике. При этом увеличение скорости пищевой реакции и рациона рыб в присутствии Zn к концу опыта может быть напрямую связано с увеличением концентрации металлотионеинов в эпителиоцитах. Известно, что максимальное увеличение концентрации металлотионеинов в печени ювенильных особей кижуча *Oncorhynchus kisutsch* наблюдается через 4 [22] или 6 недель [21], затем отмечается стабилизация [21]. В то же время колебательный характер динамики этих показателей может быть связан с изменением концентрации металлотионеинов в кишечнике и других тканях. На примере ювенильных особей кижуча показано, что при действии сублетальной концентрации Cu (150 мкг/л в течение 7 сут.) период полураспада металлотионеинов равен 30 сут [22]. Увеличение потребления корма рыбами может быть также обусловлено тем, что длительная экспозиция рыб в воде, содержащей металлы, как это было показано на примере Cu [17], приводит к значительному снижению уровня в мозге серотонина, являющегося ингибитором потребления корма.

Таким образом, хроническое поступление Zn и Cu с пищей может приводить к снижению двигательной активности и потребления корма у молоди карпа, а, следовательно, и эффективности их питания.

Данные, касающиеся влияния цинка и меди на активность пептидаз слизистой оболочки кишечника рыб свидетельствуют о зависимости эффекта от концентрации металла (табл. 2). Под влиянием ионов цинка активность пептидаз снижается в меньшей степени, чем под влиянием ионов меди. При этом у рыб группы А, получавших пищу, содержащую металлы в концентрации 10 мг/кг, в случае цинка протеолитическая активность слизистой и химуса недостоверно повышается относительно контроля, в случае меди – достоверно снижается. В последнем случае различия достоверны с большей степенью вероятности, несмотря на большее снижение уровня ферментативной активности слизистой по сравнению с таковой химуса. Важно отметить, что при увеличении дозы металла от 100 до 200 мг/кг активность пептидаз достоверно не изменяется. У рыб группы Б цинк в концентрации 10 и 100 мг/кг вызывает разные эффекты – активность пептидаз слизистой и химуса – недостоверно увеличивается. Лишь максимальная концентрация цинка вызывает достоверное снижение уровня ферментативной активности, особенно в случае слизистой оболочки. Аналогичное явление выявлено при исследовании таких осетровых рыб, как стерлядь, белуга, бестер и стербел [3].

Под влиянием ионов меди активность пептидаз слизистой оболочки у рыб группы А, как правило, снижается в меньшей степени по сравнению с таковой химуса. При этом степень снижения активности пептидаз слизистой у рыб, получавших пищу, содержащую металлы в концентрации 10 и 50 мг/кг, близка. Активность пептидаз химуса последовательно снижается по мере увеличения концентрации металла. Однако в случае слизистой увеличение концентрации меди на порядок (от 10 до 100 мг/кг) не приводит к достоверному увеличению эффекта, в случае химуса наблюдается достоверное снижение протеолитической активности. У рыб группы Б введение в корм меди не вызывает достоверных изменений активности пептидаз слизистой оболочки с увеличением концентрации металла. Активность пептидаз химуса последовательно уменьшается.

Сравнение результатов исследования рыб из групп А и Б, получавших одну или две дозы цинка, позволило выявить достоверные различия в активности пептидаз только в случае химуса (концентрация 100 и 200 мг/кг). У рыб, получавших с пищей медь, достоверно значимые различия наблюдаются при концентрации 100 мг/кг для слизистой оболочки и при концентрации 50 и 100 мг/кг для химуса. При обсуждении полученного материала, прежде всего, следует отметить, что под влиянием ионов цинка активность пептидаз снижается в меньшей степени, чем под влиянием ионов меди. Аналогичный эффект наблюдался в работах, проведенных в условиях *in vitro* [8, 11].

Полученные данные принципиально сходны с результатами исследования влияния цинка и меди на одноименные ферменты белуги. Ранее близкие результаты были получены при изучении хрящевых ганоидов (белуга *Huso huso*, осетр *Acipenser gùldenstädti*) [11]. Активность пепсиноподобных протеиназ желудка у белуги в присутствии цинка в концентрации 10 мг/л, часто встречающейся в организме объектов питания рыб, снижается почти на 80, в присутствии меди – на 30 %, у осетра – на 10 и 40 % соответственно. Различия в степени влияния цинка и меди на трипсиноподобные пептидазы, функционирующие в кишечнике у белуги и осетра, менее значительны – активность снижается на 50 и 60, а также 70 и 80 % соответственно [11].

Таблица 2

**Влияние поступающих с пищей цинка и меди на активность пептидаз
слизистой оболочки кишечника и химуса**

Концентрация металлов в корме, мг/кг		Активность пептидаз, мкмоль/г·мин	
		Слизистая	Химус
Контроль	0	3.09 ± 0.11	3.01 ± 0.08
		100	100
Группа А	10	3.27 ± 0.27	3.21 ± 0.06
		105.8	106.7
	100	2.01 ± 0.46^a	2.26 ± 0.05^b
		65.1	75.1
	200	2.03 ± 0.38^a	2.10 ± 0.06^b
		65.7	69.8
Группа Б	10	3.01 ± 0.26	$3.74 \pm 0.09^{b, a^*}$
		97.4	124.3
	100	2.84 ± 0.24	3.29 ± 0.08^a
		91.9	109.3
	200	1.87 ± 0.29^b	$2.65 \pm 0.10^{a, a^*}$
		60.5	88.4
Группа А	10	2.26 ± 0.08^b	2.37 ± 0.05^b
		73.1	78.7
	50	2.27 ± 0.08^b	1.79 ± 0.05^b
		73.5	59.5
	100	2.19 ± 0.07^b	1.57 ± 0.06^b
		70.9	52.2
Группа Б	10	$2.88 \pm 0.07^{a^*}$	2.51 ± 0.10^b
		93.2	83.4
	50	2.68 ± 0.07^a	$2.30 \pm 0.08^b, ^b^*$
		86.7	76.4
	100	2.61 ± 0.06^a	$1.97 \pm 0.03^b, ^b^*$
		84.5	65.5

Примечание. Здесь в табл. 2 над чертой «а» – различия достоверны $p < 0.05$, «б» – при $p < 0.01$, «в» – при $p < 0.001$. Достоверно значимые различия между группами А и Б отмечены *. Под чертой активность пептидаз, процент от контроля, принятого за 100 %.

Кроме того, выявлена зависимость эффекта металлов, содержащихся в корме от их концентрации. Эти данные хорошо согласуются со сведениями о том, что активность трипсиноподобных пептидаз у ихтиофагов (щуки *Esox lucius*, судака *Zander lucio-perca* и налима *Lota lota*) в присутствии цинка (50 мг/л) снижается на 30–90 %, в присутствии Cu в той же концентрации – на 35–95 %. У бентофагов (карпа, леща *Abramis brama*, плотвы *Rutilus rutilus* и карася *Carassius carassius*) активность трипсиноподобных пептидаз снижается на 20–70 и 45–90 % в присутствии цинка и меди соответственно. Видовые различия в эффектах металлов на активность химотрипсиноподобных пептидаз выражены слабее. У ихтиофагов в присутствии цинка активность снижается на 50–60 %, меди – на 60–80 %. Активность химотрипсиноподобных пептидаз у бентофагов в первом случае уменьшается на 50–60 %, во втором – на 70–100 %. Эффект металлов в концентрации 10 мг/л, как правило, на 20 % ниже [8].

Более высокая активность пептидаз у рыб группы Б по сравнению с таковой группы А в присутствии обоих металлов может свидетельствовать о стимуляции защитных сил организма. Возможно усиление как механической защиты за счет увеличения продукции слизи, так и специфической защиты путем увеличения концентрации металло-тионеинов. ионные формы металлов могут связываться слизью [19], свободными аминокислотами и белками [16], а также глутатионом [15].

Особо следует отметить увеличение уровня активности пептидазу рыб группы А в присутствии цинка. Наблюдаемое явление может быть связано с тем, что поступающие в пищеварительный тракт активные ионные формы металлов могут связываться с аминокислотами и белками, находящимися в энтеральной среде [2]. При этом гистидин, цистеин и таурин способствуют повышенной аккумуляции цинка в форме хелатирующего комплекса в зоне щеточной каймы энтероцитов. При этом цистеин способствует абсорбции металла [16].

Анализ имеющихся данных затрудняет то обстоятельство, что высвобождение тяжелых металлов и переход в активное состояние происходит постепенно в процессе переваривания рыбой пищи. При этом их ионные формы, высвобождающиеся из пищи, могут снова связываться с аминокислотами и белками, входящими в состав слизистой оболочки кишечника рыб, в частности с металло-тионеинами, участвующими в детоксикации и выведении их из организма [6]. Также осложняет оценку реального содержания тяжелых металлов в полости кишечника разная скорость их рециклинга. В частности, после попадания цинка в пищеварительный тракт карпа его концентрация в химусе в течение 6 час существенно снижается, в то время как концентрация меди через 3 ч снижается, а через 6 ч снова возрастает [8]. Несмотря на это, в ряде случаев выявлена зависимость эффекта цинка и меди на активность пептидаз от концентрации металлов в корме. В частности, показано, что при однократном поступлении в пищеварительный тракт цинк в низкой концентрации (10 мг/кг) повышает активность пептидаз кишечника, что хорошо согласуется с ранее полученными результатами [8]. Отсутствие этого эффекта при повторном введении с кормом металлов может объясняться значительным повышением его содержания в кишечнике рыб.

Заключение

Таким образом, медь и цинк, поступающие с пищей, оказывают заметное влияние на различные этапы экзотрофии у рыб. Сопоставление эффектов биогенных металлов свидетельствует о том, что Cu в большей степени влияет на все исследованные показатели пищевого поведения, а также на протеолитическую активность химуса и слизистой оболочки кишечника у карпа, чем Zn. Степень воздействия Zn и Cu на двигательные характеристики зависит от продолжительности их поступления в организм

рыб. Время нахождения рыб в стартовой камере под влиянием Zn и Cu достоверно увеличивается в течение 20–30 сут. наблюдения, затем снижается. Динамика скорости пищевой реакции в присутствии Zn и Cu различна – максимальное увеличение наблюдается во 2-й (в 3.7 раза) и 5-й декаде (в 6.1 раза) соответственно. Показано, что активность пептидаз *in vivo* зависит от концентрации металлов в меньшей степени, чем *in vitro*. Однако поступление металлов в больших концентрациях в организм рыб с пищей также может приводить к снижению эффективности питания и ухудшению вследствие этого целого ряда физиолого-биохимических характеристик рыб.

Литература

1. Алабастер, Дж., Ллойд Р. Критерии качества воды для пресноводных рыб. М.: Легкая и пищевая промышленность, 1984. 344 с.
2. Бауман В. К. Всасывание двухвалентных ионов // Физиология всасывания. гл. 4. Руководство по физиологии, 1977. Наука. Л. С. 152–121.
3. Бедняков Д.А., Неваленная Л.А., Новинский В.Ю. Вестник Астраханского государственного технического университета, 2011. № 2. С. 74–77.
4. Касумян А.О., Морси А.М.Х. Влияние тяжёлых металлов на пищевую активность и вкусовые поведенческие ответы карпа. I. Медь, кадмий, цинк и свинец // Вопр. ихтиол., 1998. Том 38. № 3. С. 393–409.
5. Касумян, А.О. Воздействие химических загрязнителей на пищевое поведение и чувствительность рыб к пищевым стимулам // Вопр. ихтиол., 2001. Том 1. № 1. С. 82–95.
6. Коновалов Ю.Д. Реакция белоксинтезирующей системы рыб на наличие в их организме катионов ртути, кадмия, меди и цинка // Гидробиол. ж., 2001. Том. 37. № 1. С. 95–105.
7. Кузьмина В.В. Физиология питания рыб. Влияние внешних и внутренних факторов. ИБВВ им. И.Д. Папанина РАН. Борок, 2008. С. 276.
8. Кузьмина В.В., Шишин М.М., Корюкаева Н.В., Наумова Н.А., Ботязова О.А. Влияние цинка и меди на активность протеиназ пищеварительного тракта у ряда видов пресноводных костистых рыб // Биол. внутр. Вод, 2005. № 4. С. 102–109.
9. Кузьмина, В.В. Влияние режима питания и состава пищи на пищевое поведение карпа *Cyprinus carpio* L. // Вопр. ихтиол., 2009. Том 49. № 1. С. 105–110.
10. Кузьмина В.В., Шишин М.М. Влияние цинка и меди на скорость пищевой реакции карпа *Cyprinus carpio* L. // Биол. внутр. Вод, 2007. № 2. С. 98–102.
11. Неваленный А.Н., Туктаров А.В., Бедняков Д.А. Функциональная организация и адаптивная регуляция процессов пищеварения у рыб. Астрахань: АГТУ, 2003. 152 с.
12. Остроумова И.Н. Биологические основы кормления рыб. СПб: ГосНИОРХ, 2001. 372 с.
13. Симонавичене, Б.И. Влияние сублетальных концентраций меди на реализацию пищевых условных рефлексов серебряного карася // Тез. докл. 2-й всес. конф. по рыбохозяйственной токсикологии, Мурманск: ММБИ. 1991. Том 2. С. 178–179.
14. Anson M. The estimation of pepsin, trypsin, papain and cathepsin with hemoglobin // J. Gen. Physiol., 1938. V. 22. P. 79–83.
15. Bury N.R., Walker P.A., Glover Ch.N. Nutritive metal uptake in teleost fish // J. Exp. Biol. 2003. Vol. 206. P. 11–23.
16. Glover C.N., Hogstrand C. Amino acid modulation of *in vivo* intestinal zinc absorption in freshwater rainbow trout // J. Exp. Biol. 2002. V. 205. P. 151–158.
17. Handy R.D. Chronic effects of copper exposure versus endocrine toxicity: two sides of the same toxicological process? // Comp. Biochem. Physiol. Mol. Integrat. Physiol., 2003. Vol. 135A. No 1. P. 25–38.
18. Handy R.D., Phillips C., Falla S.J. Mechanisms of gastrointestinal copper absorption in the African walking catfish: copper dose-effects and a novel anion-dependent pathway in the intestine // J. Exp Biol., 2000. Vol. 203. P. 2365–2377.
19. Kövecses J., Sherwood G.D., Rasmussen J.B. Impacts of altered benthic invertebrate communities on the feeding ecology of yellow perch (*Perca flavescens*) in metal-contaminated lakes // Can. J. Fish. Aquat. Sci., 2005. Vol. 62. No 1. P. 153–162.

20. McCarter J.A., Matheson A.T., Roch M., Olafson R.W., Buckley J.T. Chronic exposure of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) to sublethal concentrations of copper: 2. Distribution of copper between high-molecular-weight and low-molecular weight proteins in liver cytosol and the possible role of metallothionein in detoxification // *Comp. Biochem. Physiol.*, 1982. Vol. 72C. P. 21–26.

21. McCarter J.A., Roch M. Hepatic metallothionein and resistance to copper in juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) // *Comp. Biochem. Physiol.*, 1983. Vol. 74 C. P. 33–138.

22. Pourang N., Dennis J.H., Ghourchian H. Tissue distribution and redistribution of trace element in shrimp species with the emphasis on the roles of metallothionein // *Ecotoxicology*, 2004. Vol. 13. P. 519–533.

23. Sandheinrich M.B., Atchison G.J. Sublethal copper effects on bluegill, *Lepomis macrochirus*, foraging behavior // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 1989. Vol. 46. P. 1977–1985.

24. Kamunde C.N., Grosell M., Lott J.N.A. and Wood C.M. Copper metabolism and gut morphology in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) during chronic sublethal dietary copper exposure // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 2001. V. 58. P. 293–305.

INFLUENCE OF ZINC AND COPPER ON FEEDING BEHAVIOR AND INTESTINAL PEPTIDASE ACTIVITY IN CARP *CYPRINUS CARPIO*

V.V. Kuz'mina, A.F. Tarleva, V.A. Sheptitskiy

The effect of zinc ($ZnSO_4 \cdot 7H_2O$) and copper ($CuSO_4 \cdot 5H_2O$) compounds included in the feed composition on the feeding behavior and proteolytic activity of the chyme and intestinal mucosa of juvenile carp *Cyprinus carpio* L. has been studied. It has been shown that both metals are adversely affected by chronic administration with food affect the feeding behavior of fish, but the dynamics of different indicators of behavior are different. The results indicate a more pronounced effect of zinc and copper on motor reactions than on feed intake in carps. A more significant effect of copper coming from food than zinc on the proteolytic activity of the chyme and intestinal mucosa in carp was shown. The activity of peptidases *in vivo* depends on the concentration of metals to a lesser extent than *in vitro*. Possible mechanisms of the action of Zn and Cu on the feeding behavior and activity of proteolytic enzymes of the intestines of fish are discussed.

Keywords: carp, zinc, copper, heavy metals, feeding behavior, motor reactions, intestines, proteolytic enzymes.

УДК: 631.416.8(9)

БИОАККУМУЛЯЦИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ РАСТЕНИЯМИ-МАКРОФИТАМИ УСТЬЕВОЙ ОБЛАСТИ РЕКИ ДОН

Т.М. Минкина, Д.Г. Невидомская, В.А. Чаплыгин, Н.Е. Кравцова

Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону, Россия, e-mail: tminkina@mail.ru

Проведены биогеохимические исследования естественных популяций растений-макрофитов устьевой области реки Дон с целью использования их для биоремедиации аквальных экосистем с локальными зонами загрязнения. Установлены превышения ПДК в почвах по Zn, Cd, Pb. Выявлена биоаккумуляция Zn, Cr и Cd, поступающих и накапливающихся в тканях растений-макрофитов на примере рогоза южного (*Typha australis* Schum. & Thonn). Растения-макрофиты являются своеобразным "биологическим фильтром", способствующим очистке литоральных зон.

Ключевые слова: рогоз, почва, тяжелые металлы, загрязнение, аквальные экосистемы.

Введение

Прибрежные территории подвержены высокому антропогенному преобразованию, поскольку здесь размещены селитебные зоны, промышленные и сельскохозяйственные объекты [8, 10, 11, 12]. В этой связи трудно переоценить значение и роль прибрежно-водных растений. Прибрежные растения-макрофиты являются естественным очистительным агентом водоемов от органических и минеральных загрязнителей [9]. Среди загрязняющих веществ, попадающих в водные экосистемы, серьезную экологическую проблему представляют тяжелые металлы (ТМ). Высокая продуктивность прибрежно-водной растительности не уступает наземным кормовым растениям. Урожайность молодых побегов тростника и рогоза достигает 5–6 т/га, а осок – 2–3 тонны зеленой массы на 1 га. Они потребляются в свежем виде и в качестве грубых кормов (сена, сенажа, силоса и др.), а технологии сбора раскрывают широкие перспективы рационального использования прибрежно-водных растений [4, 5].

Биогеохимические исследования естественных популяций растений-макрофитов устьевой области реки Дон проводились с целью оценки использования их для биоремедиации аквальных экосистем с локальными зонами загрязнения.

Объекты

В устьевой области реки Дон расположен мегаполис – Ростов-на-Дону, который является ядром Ростовской агломерации, включающей крупные областные города – Таганрог, Азов. Антропогенная нагрузка на почву и сопредельные водные объекты здесь очень высока. Для целей настоящей работы было выбрано 4 площадки мониторинга. Площадка Т1 была заложена на территории государственного природоохранного учреждения (ООПТ) Ростовской области "Природный парк Донской" дельты реки Дон. Особое внимание было уделено исследованию локальных импактных зон, прилегающих к населенным пунктам береговой зоны многочисленных протоков, рукавов, ериков и гирл устьевой области реки Дон, где выполнялось опробование почв и растений-макрофитов (площадки мониторинга Т2–Т4).

Методы

Валовое содержание Mn, Cr, Ni, Cu, Zn, Pb, Cd в почвах определяли рентген-флюоресцентным методом. Полученные значения металлов сравнивали с регламентированными ПДК по валовому содержанию [3].

С каждой площадки мониторинга формировали среднюю пробу из растений рогоза южного. Объединенная проба растений состояла из 8–10 точечных проб. Минерализацию проб растений проводили методом сухого озоления. Кислотная экстракция ТМ из золы осуществлялась растворением в 20 %-м растворе HCl с последующим определением Mn, Cr, Ni, Cu, Zn, Pb, Cd методом ААС. Проведено сопоставление содержания ТМ в исследуемых растениях-макрофитах с максимально-допустимыми уровнями (МДУ) металлов в травах [2].

Результаты

Биогеохимические исследования выявили, что на площадке Т1 валовое содержание Zn, Cr, Pb, и Cu, Cd и Mn не превышает ПДК данных металлов (рис. 1). Немного увеличенный уровень Cr (2 ПДК) связан с региональными биогеохимическими особенностями микроэлементного состава почв и почвообразующих пород территории Нижнего Дона и Приазовья, поскольку Cr входит в состав минералов или образует различные оксиды [1].

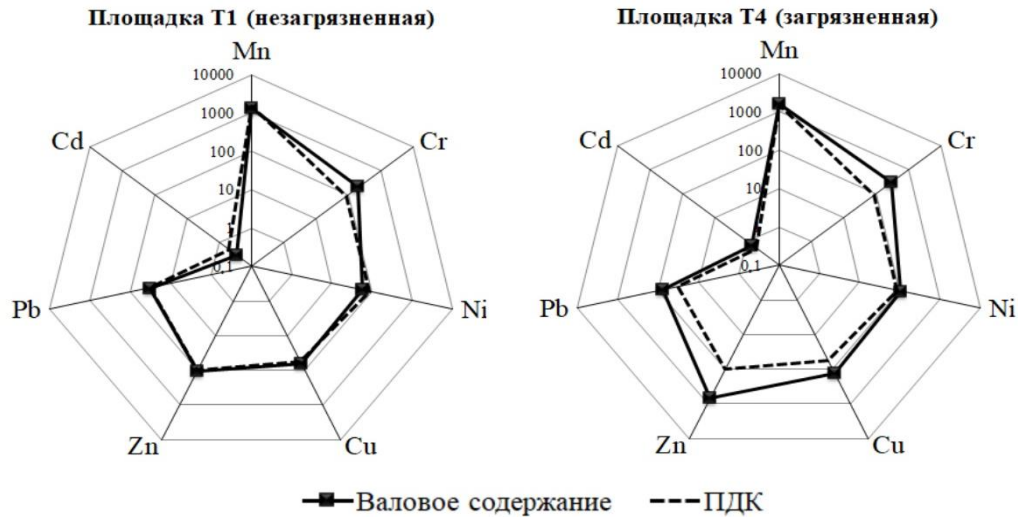


Рисунок 1. Валовое содержание Mn, Cr, Ni, Cu, Zn, Pb и Cd в почвах площадок мониторинга устьевого области реки Дон (слой 0–20 см) (мг/кг) в сравнении с ПДК (логарифмическая шкала)

На площадках, испытывающих полиэлементное загрязнение ТМ (рис. 1), наибольшие превышения валового содержания ТМ над регламентируемыми ПДК можно представить в виде следующего ряда: Zn (4 ПДК) > Cr (3 ПДК) > Pb (3 ПДК) > Cu (2 ПДК) > Cd (менее 1 ПДК) > Ni (менее 1 ПДК) > Mn (менее 1 ПДК).

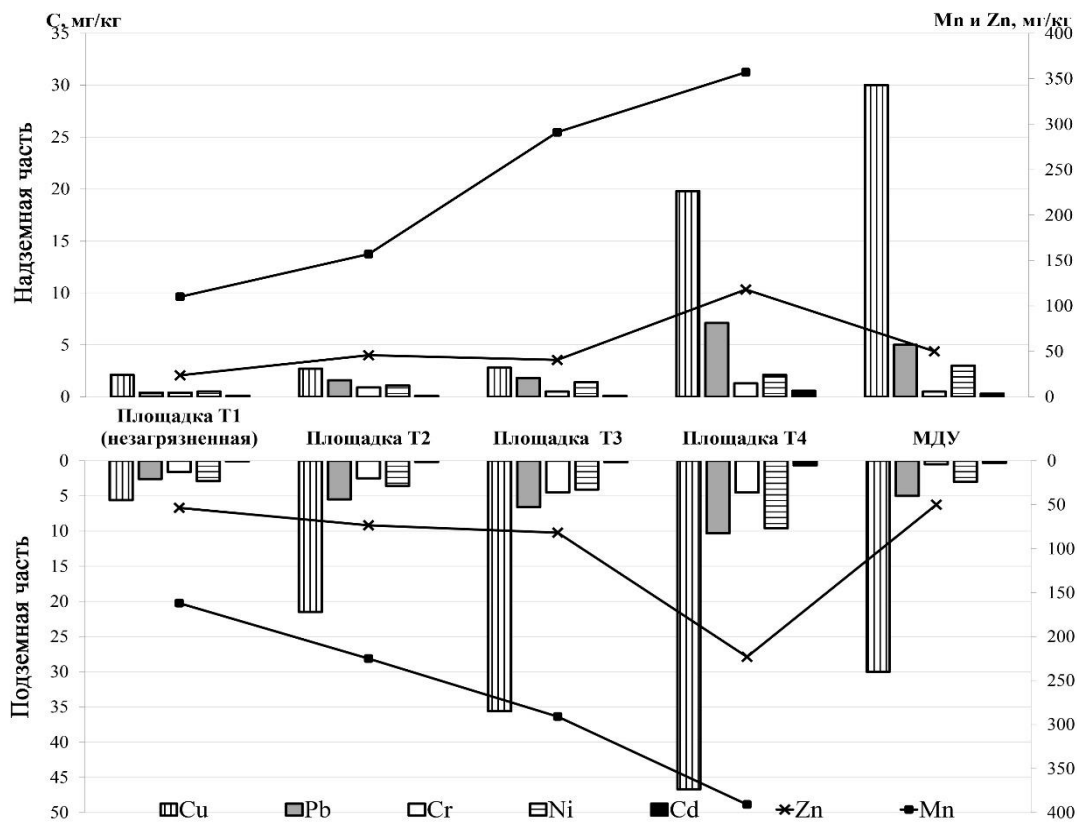


Рисунок 2. Содержание Mn, Cr, Ni, Cu, Zn, Pb и Cd в надземной и подземной частях растений рогоза южного (*Typha australis* Schum. & Thonn), мг/кг

На площадках Т2 и Т3 растительность загрязнена Ni, Cd, Zn, Cu и Pb. Во всех растительных образцах наблюдается превышение МДУ по Cr в 8 раз, по Zn до 4 раз, по Ni до 3 раз по Cd до 2 раз. В рогозах содержание Zn в корнях достигает 223.1 ± 13.6 мг/кг, что превышает его содержание в надземных частях (рис. 2). Рогозы как представители растений-макрофитов выступают естественными "биогеохимическими фильтрами", которые наиболее активно по сравнению с другими растениями, поглощают ТМ из почв и вод.

Защитные функции рогозов по отношению к ТМ также проявляются в преимущественном их накоплении в подземных частях растений [11].

Особенности физиологии и анатомии растений-макрофитов способствуют тому, что биоаккумуляция ТМ обусловлена механизмом детоксикации, которая определяется преимущественным связыванием металлов клеточными стенками корней [6, 7, 10, 11].

Заключение

Проведенные биогеохимические исследования естественных популяций растения-макрофита – рогоза южного (*Typha australis* Schum. & Thonn) позволили выявить территории устьевой области реки Дон с локальным загрязнением почв Zn, Cr, Pb, Cu, что способствует биоаккумуляции данных металлов растениями-макрофитами. Защитные функции макрофитов по отношению к металлам проявляются в преимущественном их накоплении в корнях растений. Активная аккумуляция ТМ в тканях рогозов может указывать на их фиторемедиационную функцию.

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФ, проект № 20-14-00317.

Литература

1. Акимцев В.В., Болдырева А.В., Голубев С.Н. Содержание микроэлементов в почвах Ростовской области // Микроэлементы и естественная радиоактивность почв. Ростов-на-Дону. Изд-во: Ростовского университета, 1962. С. 38–41.
2. Временный максимально-допустимый уровень (МДУ) содержания некоторых химических элементов и госсипола в кормах для сельскохозяйственных животных и кормовых добавках 123-4/281-8-87 / Государственный агропромышленный комитет СССР; Главное управление ветеринарии. Москва, 1987.
3. ГН 2.1.7.2041-06. Предельно-допустимые концентрации химических веществ в почве: Гигиенические стандарты. Введ. 2006-04-01. М.: Роспотребнадзор, 2006. 15 с.
4. Ряднов А.И., Давыдова С.А. Возможность использования тростника южного в качестве корма для крупного рогатого скота // Известия Нижневолжского агроуниверситетского комплекса: наука и высшее профессиональное образование, 2013. Том 29. № 1. С. 115–120.
5. Сальников А.Л., Бакташева Н.М., Ряднов А.И., Давыдова С.А., Мучонно Р., Сальникова Н.А. Перспективы использования растительных ресурсов Астраханской области в биоэнергетике // Естественные науки: журн. фундаментальных и прикладных исследований, 2012. № 1. С. 92–99.
6. Clemens S. Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis // *Planta*, 2001. Vol. 212. No. 4. P. 475–486.
7. Aryal R., Nirola R., Beecham S., Sarkar B. Influence of heavy metals in root chemistry of *Cyperus vaginatus* R. Br: A study through optical spectroscopy // *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2016. Vol. 113. P. 201–207.
8. Harguinteguy C.A., Cofré M.N., Fernández-Cirelli A., Pignata M.L. The macrophytes *Potamogeton pusillus* L. and *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. as potential bioindicators of a river contaminated by heavy metals // *Microchemical Journal*, 2016. Vol. 124. P. 228–234.
9. Lyubenova L., Schröder P. Plants for waste water treatment – effects of heavy metals on the detoxification system of *Typha latifolia* // *Bioresource Technology*, 2001. Vol. 102. P. 996–1004.
10. Minkina T., Fedorenko G., Nevidomskaya D., Fedorenko A., Chaplygin V., Mandzheva S. Morphological and anatomical changes of *Phragmites australis* Cav. due to the uptake and accumulation of heavy metals from polluted soils // *Science of the Total Environment*, 2018. Vol. 636. P. 392–401.

11. Minkina T.M., Nevidomskaya D. G., Pol'shina, T. N., Fedorov, Yu. A., Mandzhieva, S. S., Chaplygin, V. A., et al. Heavy metals in the soil-plant system of the Don River estuarine region and the Taganrog Bay coast. *Journal of Soils and Sediments*, 2017. Vol. 17. P. 1474–1491.

12. Romic D., Romic M., Zovko M., Bakic H., Ondrasek G. Trace metals in the coastal soils developed from estuarine floodplain sediments in the Croatian Mediterranean region // *Environmental Geochemistry and Health*, 2012. Vol. 34. P. 399–416.

BIOACCUMULATION OF HEAVY METALS BY MACROPHYTES PLANTS OF THE DON RIVER ESTUARY

T.M. Minkina, D.G. Nevidomskaya, V.A. Chaplygin, N.E. Kravtsova

Biogeochemical studies of natural populations of macrophyte plants of the estuary of the Don River were carried out with the aim of using them for bioremediation of aquatic ecosystems with local pollution zones. Maximum permissible concentrations in soils according to Zn, Cd, Pb are established. Bioaccumulation of Zn, Cr, and Cd entering and accumulating in the tissues of macrophyte plants was revealed using the example of cattail (*Typha australis* Schum. & Thonn). Macrophyte plants are a kind of "biological filter" that helps to clean the littoral zones.

Keywords: cattail, soil, heavy metals, contamination, aquatic ecosystems.

УДК 502.3/.7

АНАЛИЗ СНЕГА С ОЗЕРА СМОЛИНО ЧЕЛЯБИНСКОЙ ОБЛАСТИ КАК СПОСОБ ПОЛУЧЕНИЯ ОПЕРАТИВНОЙ ИНФОРМАЦИИ О КАЧЕСТВЕ АТМОСФЕРНОГО ВОЗДУХА В ПРОМЫШЛЕННОМ ГОРОДЕ

А.Р. Сибиркина, А.А. Погодина

Челябинский государственный университет, Челябинск, Россия

В статье приведены результаты анализа снега с озера Смолино Челябинской области. Озеро Смолино естественный слабосолёный водоем, с 1969 года является памятником природы. В ходе работы были определены анионы: хлорида, нитрита, сульфата, нитрата, фторид, фосфат, гидрокарбонат; катионы: кальция, аммония, калия, натрия, магния и концентрации ионов марганца, кадмия, меди, никеля, свинца, цинка. В ходе проведенного гидрохимического анализа снега на озере Смолино было обнаружено превышение концентраций фторид-, фосфат-ионов и катионов аммония. Из 6 исследованных ионов тяжелых металлов выявлено превышение концентраций 4 из них: марганца, меди, свинца и цинка.

Ключевые слова: снег, озеро Смолино, Челябинская область, ионы тяжелых металлов.

Введение

В последнее время в качестве интегрального показателя загрязненности атмосферы в зимний период для территорий, которые характеризуются наличием устойчивого снежного покрова в течение длительного времени, предлагается использовать снег [8, 3]. Содержание поллютантов в нем на 2–3 порядка выше по сравнению с атмосферным воздухом, что обусловлено, во-первых, влажной седиментацией загрязнений в момент формирования кристалликов в воздухе и выпадения их на землю и, во-вторых, процессом сухого осаждения загрязняющих веществ из атмосферы [6, 7]. В период снеготаяния талая вода может поступать в подземные воды, почву и водоемы тем самым загрязнять их токсическими веществами, которые осаждались и сохранялись в течение зимнего периода.

Озеро Смолино естественный слабосолёный водоем, расположенный в Ленинском и Советском районах города Челябинск, с 1969 г. является памятником природы [4]. Но с развитием промышленности подвергается антропогенному воздействию, в водоем вместе со стоками попадают различные загрязнители, такие как тяжелые металлы, нефтепродукты, органические вещества [1]. Но, несмотря на это, по берегам озера имеются несколько рекреационных зон отдыха – пляжи для купания. Несмотря на то, что водоем имеет статус – памятник природы, изучен он недостаточно полно.

Методы

Для химического анализа был отобран снежный покров с озера Смолино, вдоль берега, находящегося между улицами Днепроvская и 4-я Бирская. Отбор проб осуществляли в конце марта 2019 г. с берега, прибрежной части и с самого водоема: 10 проб с береговой линии; 10 проб с прибрежной линии; 10 проб с озера на расстоянии трех метров от прибрежной части.

В ходе работы были определены анионы: хлорида, нитрита, сульфата, нитрата, фторид, фосфат, гидрокарбонат; катионы: кальция, аммония, калия, натрия, магния. Определение проводили с помощью системы капиллярного электрофореза «Капель».

Определение тяжелых металлов проводили на спектрометре «Квант 2м». Были определены концентрации ионов марганца, кадмия, меди, никеля, свинца, цинка.

Результаты

Загрязнение окружающей среды одна из главных проблем. Существуют природные индикаторы определения загрязнения атмосферного воздуха, и снежный покров идеально подходит для выявления токсичных веществ в воздухе в зимний период, пока другие биоиндикаторы не могут выполнить этой функции (животные, растения, грибы, водоросли). У снежного покрова хорошая сорбционная способность, поэтому он накапливает в себе множество различных токсичных веществ, которые поступают в атмосферу, и вместе с талой водой могут попасть в подземные воды, почву и водоемы. Анализ снежного покрова может дать представление о накоплении как главных ионов (табл. 1, 2; рис. 1–6), так и ионов тяжелых металлов (табл. 3).

Таблица 1

Концентрации катионов, мг/дм³

Проба №	Ca ²⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Na ⁺	Mg ²⁺
1	0,587	0,469	0,549	0,859	0,236
2	2,784	3,933	0,393	1,321	0,275
3	0,247	0,175	0,173	0,218	0,069
4	0,284	0,121	0,181	0,309	0,163
5	0,202	0,143	0,093	0,209	0,058
6	0,359	0,203	0,191	0,221	0,234
7	0,381	0,166	0,161	0,214	0,210
8	0,681	0,154	0,151	0,192	0,352
9	0,391	0,124	0,214	0,213	0,146
10	0,251	0,113	0,173	0,212	0,089
Среднее, n = 10	0,617	0,560	0,228	0,397	0,183
min-max	0,202–2,784	0,113–3,933	0,093–0,549	0,192–1,321	0,069–0,352
11	0,513	0,342	1,353	2,076	0,144
12	0,347	0,218	0,480	0,335	0,154
13	0,291	0,061	0,185	0,379	0,121
14	0,674	0,348	0,236	0,301	0,163

Проба №	Ca ²⁺	NH ₄ ⁺	K ⁺	Na ⁺	Mg ²⁺
15	0,323	0,080	0,106	0,281	0,116
16	0,374	0,275	0,178	0,233	0,152
17	0,358	0,242	0,182	0,242	0,203
18	0,275	0,116	0,146	0,232	0,119
19	0,332	0,191	0,127	0,227	0,138
20	0,403	0,154	0,121	0,296	0,196
<u>Среднее, n = 10</u>	<u>0,389</u>	<u>0,203</u>	<u>0,311</u>	<u>0,460</u>	<u>0,151</u>
min-max	0,275–0,674	0,061–0,348	0,106–1,353	0,227–2,076	0,119–0,203
21	0,626	0,361	0,835	0,911	0,221
22	0,305	0,092	0,214	0,333	0,139
23	2,062	0,065	0,202	0,357	0,133
24	0,585	0,169	0,144	0,260	0,130
25	0,307	0,230	0,247	0,269	0,060
26	0,295	0,092	0,086	0,147	0,062
27	0,335	0,130	0,109	0,231	0,092
28	0,325	0,118	0,074	0,202	0,090
29	0,278	0,099	0,088	0,201	0,063
30	0,195	0,107	0,069	0,180	0,043
<u>Среднее, n = 10</u>	<u>0,531</u>	<u>0,146</u>	<u>0,207</u>	<u>0,309</u>	<u>0,103</u>
min-max	0,195–2,062	0,065–0,361	0,069–0,835	0,180–0,911	0,043–0,221
<u>Среднее, n = 30</u>	<u>0,512</u>	<u>0,303</u>	<u>0,249</u>	<u>0,389</u>	<u>0,146</u>
min-max	0,195–2,784	0,650–3,933	0,069–1,353	0,147–1,321	0,043–0,352

Примечание. 1–10 пробы с береговой линии, 11–20 пробы с прибрежной линии, 21–30 пробы с водоема (3 метра от прибрежной части).

Обнаруженные концентрации исследованных ионов сравнили с ПДК водоемов рыбохозяйственного назначения [5]. В ходе исследования в пробе № 2 зафиксированы концентрации ионов аммония (NH₄⁺ = 3,933 мг/дм³), что практически в 8 раз превышает его ПДК для рыбохозяйственных водоемов. Превышение концентраций по аммоний – катиону служит индикатором наличия бактериального заражения снега, а в последствии, и воды, указывает на наличие активных процессов гниения азотсодержащих веществ органического происхождения, остающихся на берегу после выгула собак, на расстоянии не более 1 километра от берега озера расположены частные дома поселка «Береговой». О наличии биологического загрязнения свидетельствуют и обнаруженные превышения ПДК по фосфат-иону (ПДК 0,2 мг/дм³) в пробах № 2 – 0,873 мг/дм³ и № 10 – 0,256 мг/дм³, при среднем значении – 0,112 (размах варьирования 0,035–0,873) мг/дм³.

Таблица 2

Концентрации анионов, мг/дм³

Проба №	Cl ⁻	NO ₂ ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	F ⁻	PO ₄ ³⁻
1	0,786	0,065	0,680	0,547	0,042	0,104
2	0,754	0,010	1,277	0,504	0,026	0,873
3	0,305	0,010	0,105	0,332	0,022	0,138
4	0,466	0,010	0,399	0,298	0,022	0,100
5	0,232	0,010	0,104	0,210	0,027	0,100
6	0,339	0,015	0,164	0,214	0,027	0,051
7	0,021	0,015	0,396	0,175	0,045	0,097
8	0,271	0,020	0,154	0,166	0,074	0,145
9	0,298	0,016	0,183	0,214	0,049	0,171
10	0,325	0,076	0,119	0,223	0,031	0,256

Проба №	Cl ⁻	NO ₂ ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	F ⁻	PO ₄ ³⁻
<u>Среднее, n = 10</u> min-max	<u>0,380</u> 0,021–0,786	<u>0,025</u> 0,010–0,076	<u>0,358</u> 0,105–1,277	<u>0,288</u> 0,166–0,547	<u>0,037</u> 0,022–0,074	<u>0,204</u> 0,051–0,873
11	2,600	0,215	0,285	0,813	0,117	0,053
12	1,128	0,056	0,420	0,586	0,024	0,053
13	0,717	0,035	0,862	0,393	0,029	0,089
14	0,793	0,034	0,277	0,282	0,032	0,085
15	0,646	0,031	0,160	0,164	0,040	0,055
16	0,336	0,080	0,200	0,170	0,037	0,150
17	0,439	0,072	0,198	0,169	0,036	0,052
18	0,278	0,078	0,160	0,218	0,030	0,035
19	0,435	0,039	0,244	0,345	0,065	0,156
20	0,291	0,038	0,340	0,757	0,047	0,035
<u>Среднее, n = 10</u> min-max	<u>0,766</u> 0,278–2,600	<u>0,068</u> 0,031–0,215	<u>0,315</u> 0,160–0,862	<u>0,390</u> 0,164–0,813	<u>0,046</u> 0,024–0,117	<u>0,076</u> 0,035–0,150
21	0,952	0,095	0,470	0,429	0,026	0,084
22	0,552	0,047	0,317	0,205	0,023	0,046
23	0,360	0,047	0,149	0,115	0,039	0,046
24	0,256	0,047	0,246	0,668	0,024	0,045
25	0,434	0,050	0,192	0,514	0,026	0,048
26	0,194	0,060	0,207	0,206	0,031	0,048
27	0,309	0,067	0,267	0,319	0,025	0,040
28	0,329	0,038	0,351	0,364	0,144	0,075
29	0,280	0,038	0,148	0,342	0,022	0,080
30	0,207	0,038	0,094	0,247	0,022	0,039
<u>Среднее, n = 10</u> min-max	<u>0,387</u> 0,194–0,952	<u>0,053</u> 0,038–0,095	<u>0,244</u> 0,094–0,470	<u>0,341</u> 0,115–0,668	<u>0,038</u> 0,022–0,144	<u>0,055</u> 0,039–0,084
<u>Среднее, n = 30</u> min-max	<u>0,511</u> 0,021–2,600	<u>0,048</u> 0,010–0,215	<u>0,306</u> 0,094–1,277	<u>0,340</u> 0,115–0,813	<u>0,040</u> 0,022–0,144	<u>0,112</u> 0,035–0,873

Примечание. 1–10 пробы с береговой линии, 11–20 пробы с прибрежной линии, 21–30 пробы с водоема (3 метра от прибрежной части).

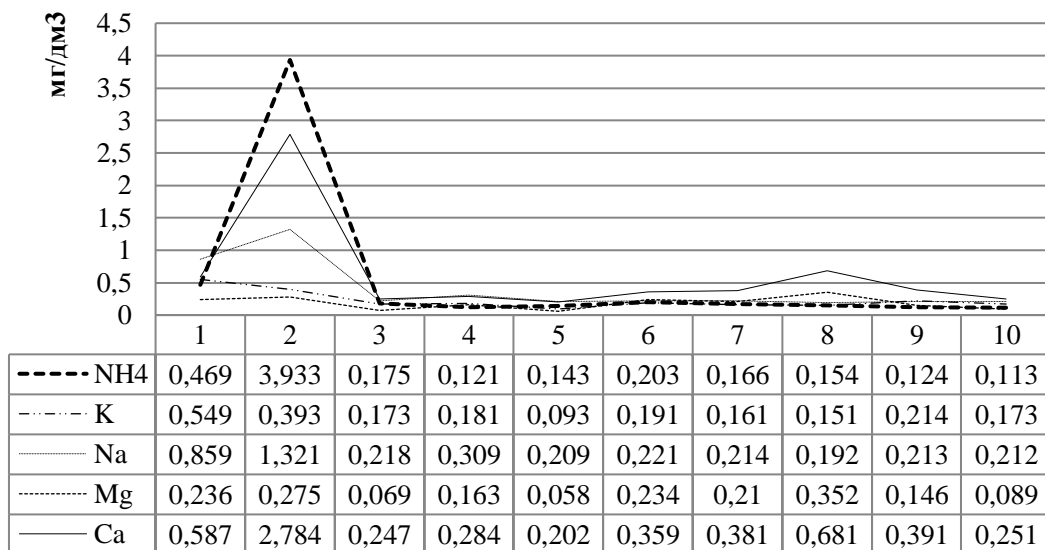


Рис. 1. Изменение концентраций катионов в снегу с береговой линии, мг/дм³

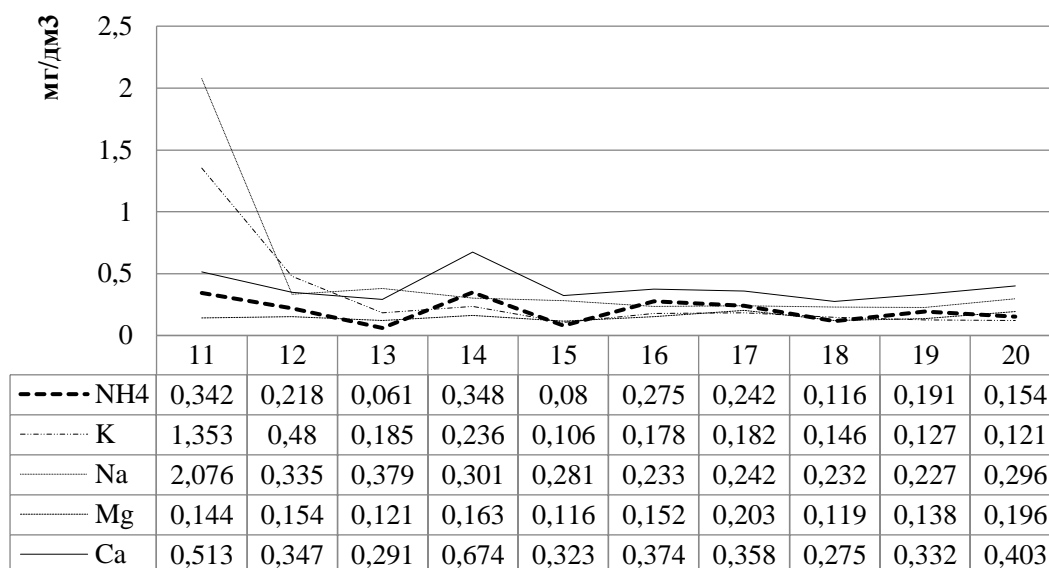


Рис. 2. Диаграмма концентраций катионов в снеге с прибрежной линии, мг/дм³

Источником ионов фтора могут служить осадочные породы. Содержание фтора в различных типах осадочных пород неодинаково. Максимальное количество фтора характерно для глин $10 \times 10^{-2} \%$, минимально для гипсов и ангидритов $1,3 \times 10^{-2} \%$. Промежуточное положение занимают известняки и доломиты. Иногда фтор накапливается биогенным путем [2].

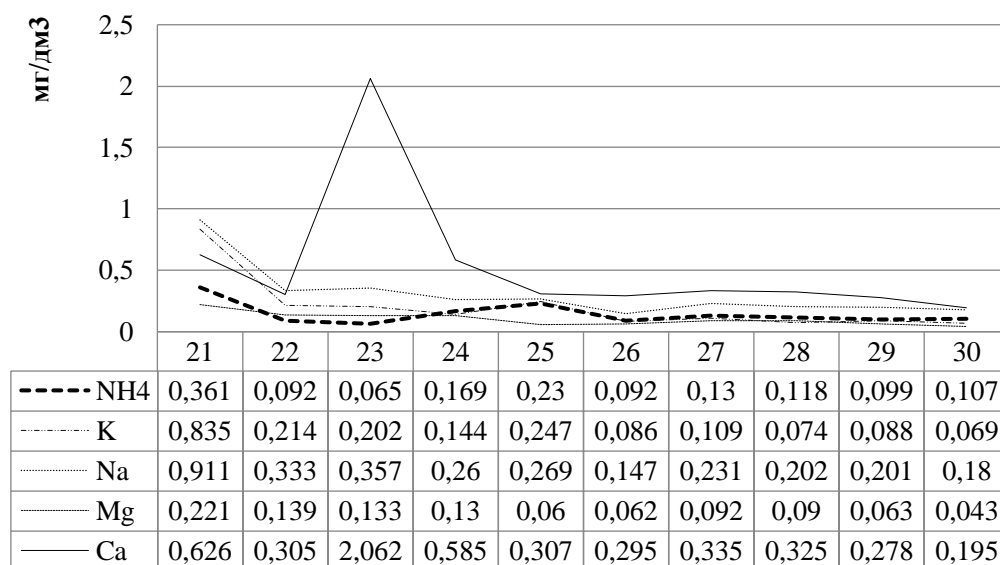


Рис. 3. Диаграмма концентраций катионов в снеге с водоема, мг/дм³

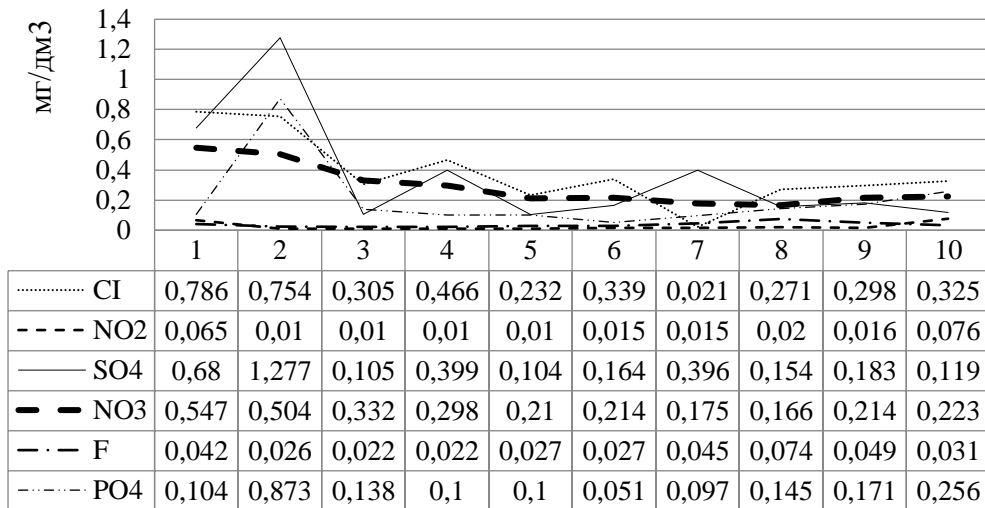


Рис. 4. Диаграмма концентраций анионов в снеге с береговой линии, мг/дм³

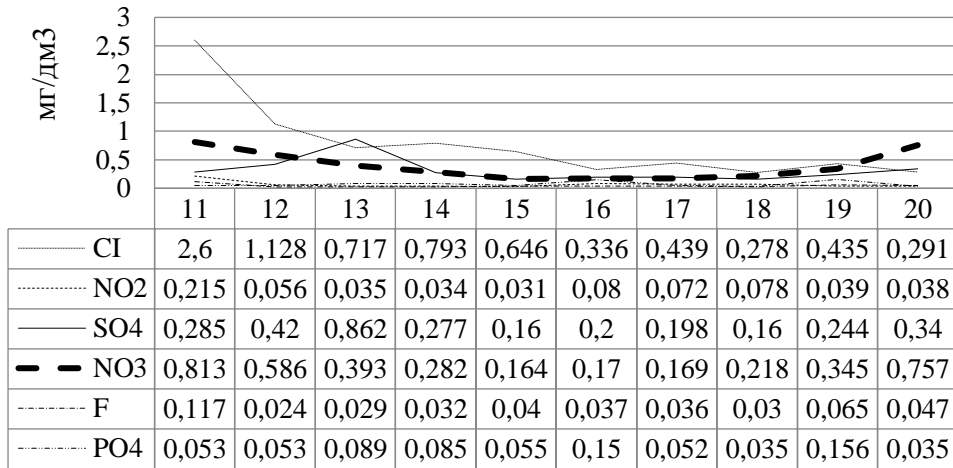


Рис. 5. Диаграмма концентраций анионов в снеге с прибрежной линии, мг/дм³

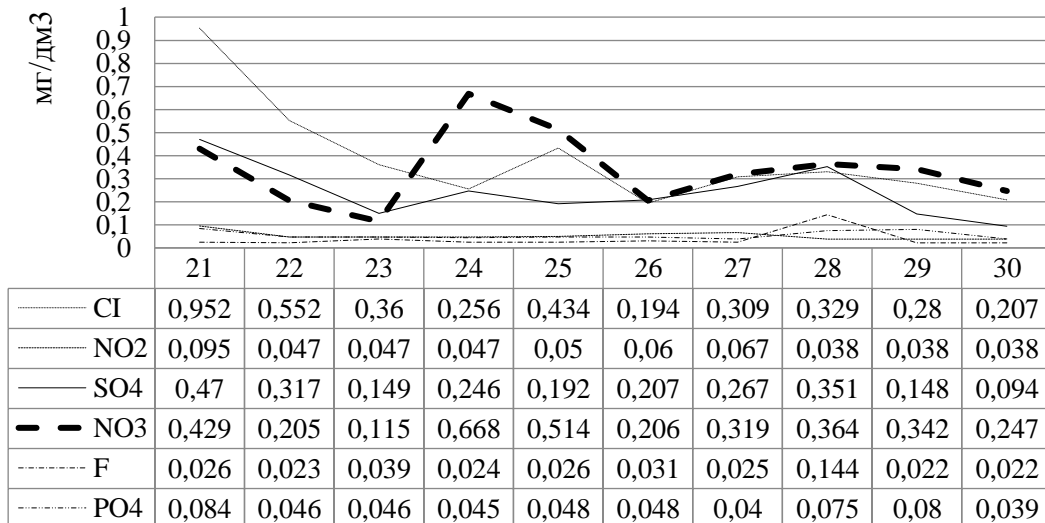


Рис. 6. Диаграмма концентраций анионов в снеге с водоема, мг/дм³

Таблица 3

Концентрации тяжелых металлов в снеге, мг/дм³

№ пробы	Mn	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
1	0,028	0,0008	0,010	0,002	0,015	0,033
2	0,010	0,0008	0,004	0,002	0,011	0,027
3	0,010	0,0008	0,002	0,002	0,021	0,019
4	0,010	0,0008	0,004	0,002	0,013	0,019
5	0,010	0,0008	0,002	0,002	0,017	0,014
6	0,010	0,0008	0,003	0,002	0,012	0,029
7	0,012	0,0008	0,003	0,002	0,011	0,032
8	0,044	0,0008	0,005	0,002	0,011	0,045
9	0,010	0,0008	0,008	0,003	0,023	0,020
10	0,010	0,0008	0,006	0,002	0,010	0,028
<u>Среднее, 10</u> <u>min-max</u>	<u>0,015</u> 0,010–0,044	0,0008	<u>0,005</u> 0,002–0,010	<u>0,002</u> 0,002–0,003	<u>0,014</u> 0,011–0,023	<u>0,027</u> 0,014–0,045
11	0,012	0,0008	0,008	0,002	0,011	0,018
12	0,010	0,0008	0,006	0,002	0,011	0,011
13	0,010	0,0008	0,007	0,002	0,011	0,019
14	0,010	0,0008	0,005	0,002	0,015	0,030
15	0,017	0,0008	0,008	0,004	0,014	0,078
16	0,072	0,0008	0,005	0,002	0,011	0,023
17	0,034	0,0008	0,005	0,003	0,011	0,031
18	0,010	0,0008	0,002	0,002	0,011	0,023
19	0,012	0,0008	0,003	0,002	0,031	0,026
20	0,010	0,0008	0,002	0,002	0,010	0,012
<u>Среднее, 10</u> <u>min-max</u>	<u>0,020</u> 0,010–0,072	0,0008	<u>0,005</u> 0,002–0,008	<u>0,002</u> 0,002–0,004	<u>0,014</u> 0,010–0,031	<u>0,027</u> 0,012–0,078
21	0,010	0,0008	0,008	0,003	0,011	0,017
22	0,010	0,0008	0,007	0,002	0,015	0,016
23	0,010	0,0008	0,008	0,002	0,011	0,061
24	0,010	0,0008	0,007	0,002	0,019	0,014
25	0,010	0,0008	0,007	0,002	0,022	0,055
26	0,010	0,0008	0,007	0,004	0,011	0,021
27	0,010	0,0008	0,007	0,002	0,011	0,023
28	0,010	0,0008	0,007	0,002	0,011	0,011
29	0,010	0,0008	0,007	0,003	0,011	0,033
30	0,010	0,0008	0,005	0,002	0,013	0,052
<u>Среднее, 10</u> <u>min-max</u>	0,010	0,0008	<u>0,007</u> 0,005–0,008	<u>0,002–0,002–</u> 0,004	<u>0,014</u> 0,011–0,022	<u>0,030</u> 0,011–0,061
<u>Среднее, 30</u> <u>min-max</u>	<u>0,015</u> 0,010–0,072	0,0008	<u>0,006</u> 0,002–0,010	<u>0,002</u> 0,002–0,004	<u>0,014</u> 0,010–0,031	<u>0,028</u> 0,012–0,078

Интересным является тот факт, что озеро Смолино находится на стыке двух геологических структур – уральских гранитов и западносибирских известняков, что возможно и явилось причиной обнаруженных повышенных концентраций ионов фтора (ПДК ионов F⁻ 0,05 мг/дм³) в пробах № 8, 11, 19, 28. В целом по всем пробам среднее содержание ионов фтора составило 0,040 (0,022–0,144) мг/дм³. Во всех остальных пробах ПДК по исследованным катионам и анионам не превышают норм.

К распространенным загрязнителям окружающей среды относятся тяжелые металлы, такие как марганец, кадмий, медь, никель, свинец, цинк. Результаты анализа снега на содержание ионов тяжелых металлов представлены в таблице 3. Исследования пока-

зали, что в 100 % изученных проб зафиксировано превышения по меди от 2 до 10 раз, по цинку до 7,8 раза и по свинцу от 1,7 до 5,2 раза, в 30 % исследованных проб было обнаружено превышение ПДК по марганцу, максимальное в точке № 16 – 0,072 мг/дм³, что в 7,2 раза выше ПДК. Превышений концентраций по кадмию и никелю не зафиксировано ни в одной из проб. Источником повышенного содержания ряда тяжелых металлов в снеге могут служить крупные промышленные предприятия Ленинского района Челябинска: Челябинский механический завод, Челябинский завод металлоконструкций (ЧЗМК), завод «Электромашин» (ЗЭМ), Челябинский кузнечнопрессовый завод (ЧКПЗ), Челябинский трубопрокатный завод (ЧТПЗ), ФГУП «Сигнал», Челябинский завод технологической оснастки, ТЭЦ-1.

Заключение

В ходе проведенного гидрохимического анализа снега на озере Смолино было обнаружено превышение концентраций ионов F⁻ и PO₄³⁻, NH₄⁺. Из 6 исследованных ионов тяжелых металлов выявлено превышение концентраций 4 из них: Mn²⁺, Cu²⁺, Pb²⁺, Zn²⁺. Полученные результаты свидетельствуют о значительном вкладе промышленных предприятий и автотранспорта в загрязнение атмосферного воздуха.

Литература

1. Андреева М.А. Смолино. Энциклопедия. Челябинск: Каменный пояс, 2001.
2. Аничкина Н.В. Исследования биогеохимии фтора в компонентах геосистем // Научное обозрение. Биологические науки. 2016. № 3. С. 5–23; URL: <https://science-biology.ru/ru/article/view?id=1001> (дата обращения: 25.02.2020).
3. Коркина С.В., Акименко Я.В., Руцкий В.М., Пурьгин П.П. Исследование выбросов подвижного состава железнодорожного транспорта по интенсивности загрязнения снежного покрова // Вестник СамГУ. Естественнонаучная серия. 2003. Второй спец выпуск. С. 127–134.
4. Моисеев А.П. Николаева А.П. Памятники природы Челябинской области. Сборник Природа и мы. Челябинск: ЮУКИ, 1987. 256 с.
5. Приказ Минсельхоза РФ от 13 декабря 2016 года № 552 «Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения (с изменениями на 12 октября 2018 года).
6. Сибиркина А.Р. Химия тяжёлых металлов: курс лекций. Челябинск: Изд-во Челяб. гос. ун-та, 2016. 167 с.
7. Систер В.Г., Корецкий В.Е. Инженерно-экологическая защита водной системы северного мегаполиса в зимний период. М.: Изд-во МГУЭИ, 2004. 159 с.
8. Тентюков М.П. Особенности формирования загрязнения снежного покрова: морозное конденсирование техногенных эмиссий (на примере районов нефтедобычи в большеземельской тундре) // Криосфера Земли. 2007. Т. 11. № 4. С. 31–41.

ANALYSIS OF SNOW FROM LAKE SMOLINO CHELYABINSK REGION AS A METHOD OF OBTAINING OPERATIONAL INFORMATION ABOUT QUALITY OF ATMOSPHERIC AIR IN THE INDUSTRIAL CITY

A.R. Sibirkina, A. A. Pogodina

The article presents the results of the analysis of snow from Lake Smolino, Chelyabinsk region. Smolino Lake is a natural slightly salted reservoir, since 1969, it has been a natural monument. In the course of the work, the anions were determined: chloride, nitrite, sulfate, nitrate, fluoride, phosphate, hydrogen carbonate; cations: calcium, ammonium, potassium, sodium, magnesium and concentrations of manganese, cadmium, copper, nickel, lead, zinc ions. In the course of the hydrochemical analysis of snow on Lake Smolino, excess concentrations of fluoride, phosphate ions and ammonium cations were

found. Of the six studied heavy metal ions, an excess of concentrations of four of them was revealed: manganese, copper, lead and zinc.

Keywords: snow, Smolino Lake, Chelyabinsk region, heavy metal ions.

УДК 504.064

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ВОДЕ И СОПРЕДЕЛЬНЫХ СРЕДАХ ЭКОСИСТЕМ ВЕРХОВЬЯ РЕКИ БЕЛАЯ (ЮЖНЫЙ УРАЛ)

Я.Т. Суюндуков^{1,2}, Ю.Ю. Серегина³, Р.Ф. Хасанова^{1,2}, М.Б. Суюндукова^{1,2}

¹Институт стратегических исследований Республики Башкортостан,
Сибай, Республика Башкортостан, Россия,

²Башкирский государственный университет, Сибайский институт,
Сибай, Республика Башкортостан, Россия,

³Центральная клиническая медико-санитарная часть,
Магнитогорск, Челябинская область, Россия

В работе показаны результаты исследований особенностей накопления и миграции тяжелых металлов в системе «почва-вода-донные отложения» верховья реки Белая (Южный Урал). Высокие концентрации валовых и подвижных форм тяжелых металлов наиболее выражены на участках ниже стоков предприятий горнорудной промышленности. Во всех компонентах прибрежно-водных экосистем р. Белая по содержанию меди и железа в системах «почва-вода», «вода-донные отложения» и «почва-донные отложения» выявлена высокая корреляционная зависимость.

Ключевые слова: тяжелые металлы, аллювиальные почвы, поверхностные воды, донные отложения, коэффициент корреляции, Южный Урал.

Введение

Одной из острых проблем современности является загрязнение окружающей среды (ОС) разнообразными поллютантами, в том числе, тяжелыми металлами (ТМ). ТМ имеют способность накапливаться и мигрировать в воздухе, почве, воде, донных отложениях и обладают высокой токсичностью для живых организмов. В этой связи, изучение поведения ТМ в компонентах экосистем приобретает особую актуальность для регионов с развитой горнорудной промышленностью.

Белорецкий горно-металлургический комплекс (БГМК) является одним из многочисленных промышленных объектов Южного Урала и расположен в верхнем течении реки Белая, являющейся главной водной артерией Республики Башкортостан (РБ). Длительное функционирование его предприятий не могло не сказаться в экологическом состоянии природных объектов.

Целью данного исследования явилось изучение содержания и взаимосвязи ТМ в воде и сопредельных средах экосистем верховья реки Белая в зоне воздействия предприятий БГМК.

Материал и методы

Основными объектами исследования явились вода, донные отложения, а также аллювиальные почвы верховья реки Белая на территории Белорецкого района РБ. Пробные площадки (ПП) располагались в пяти точках вдоль реки Белой: ПП1 – за-

ложена выше по течению на значительном удалении от источника загрязнения; ПП2 – в зоне влияния Тирлянского листопрокатного завода. ПП3 – на территории г. Белорецк, ниже промышленных стоков Белорецкого металлургического комбината; ПП4 – ниже по течению реки вблизи с. Ломовка; ПП5 – отрезок реки вблизи Пугачевского карьера.

Почвенные образцы отбирали с верхнего слоя почвы (0–10 см) [5], пробы воды – в соответствии с ГОСТ [6], донных отложений – с ГОСТ [4] (без послойного разделения пробы). Лабораторные исследования отобранных проб проводили методом атомно-абсорбционной спектрометрии на аппарате «CONTR AA» (Германия). В пробах определялись валовые и подвижные формы металлов. Подвижные формы извлекались аммонийно-ацетатным буфером при pH 4,8. Для оценки степени загрязнения почв ТМ (Cu, Zn, Ni, Mn, Pb, Cd, Co) были использованы общепринятые значения ПДК [2] либо ОДК [3], а также регионального геохимического фона (РГФ) [9]. Для Fe – значения кларка [1].

Для оценки уровня химического загрязнения почвы и донных отложений применяли суммарный показатель (Z_c) [11]. Для оценки качества поверхностных вод использовали кратность превышения предельно допустимых концентраций исследуемых металлов для водоемов рыбохозяйственного значения (ПДК рыб.хоз.), где учитывалась группа токсичности каждого металла [10].

Оценка загрязненности донных отложений производилась по кратности превышения геохимических фоновых концентраций ТМ [7]. Для железа фоновая концентрация составила 3800 мг/кг, марганца – 1100, кадмия – 0,3, цинка – 20, свинца – 9, меди – 4, никеля – 20 и кобальта – 0,1 мг/кг.

Сравнительная оценка загрязнения донных отложений проводилась с применением показателя накопления (ПН), соответствующего кратности превышения металла по сравнению с фоновым значением по формуле [8]:

$$ПН = \frac{C_i - C_f}{C_f},$$

где C_i – содержание металла в донных отложениях; C_f – фоновое значение содержания данного микроэлемента.

Кроме этого, для оценки степени потенциальной санитарно-токсикологической опасности донных отложений определяли показатель санитарно-токсикологической опасности $Z_{ст}$ как сумма коэффициентов концентрации (за вычетом фона) химических элементов 1-го и 2-го классов опасности. В данном случае градация степени санитарно-токсикологической опасности следующая: $Z_{ст} \leq 10$ – допустимая; $10 \leq Z_{ст} \leq 30$ – умеренная; $30 \leq Z_{ст} \leq 100$ – опасная; $100 \leq Z_{ст} \leq 300$ – очень опасная; $Z_{ст} > 300$ – чрезвычайно опасная [12].

Статистическая обработка данных проводилась общепринятыми методами с помощью пакета компьютерных программ «STATISTICA 6.0» и «Microsoft Excel». Для каждого среднего арифметического значения (M) определялась ошибка ($\pm m$). Для выявления связей между содержанием элементов в почве, воде и донных отложениях проводили корреляционный анализ.

Результаты и обсуждение

В зоне воздействия промышленных предприятий вода реки Белая характеризуется высокой концентрацией Fe, Cu, Zn и Mn, превышающей значения ПДК от 4 до 15 раз.

Наиболее высокие содержания металлов в воде выявлено на участках ниже уровня стоков промышленных предприятий.

Для аллювиальных почв всех пробных площадок, имеющих признаки затопления и прослоек аллювия, характерно высокое содержание валовых форм Cu, Zn, Mn, Pb и Cd (от 2,0 до более 7,0 ПДК), Fe (до более 50 кларка), а также лабильных форм Cu, Zn, Mn (от 2,4 до 4,2 ПДК) и Fe (до более 350 РФФ). Наиболее высокое содержание металлов выявлено в поверхностном слое 10 см, что подтверждает антропогенный характер загрязнения этих почв. Расчет уровня загрязненности почв по величине суммарного показателя (Zс) показал допустимую и умеренно опасную категории. По подвижным формам ТМ также выявлены превышающие ПДК концентрации, за исключением Co. Наиболее высокая концентрация валовых и подвижных форм экотоксикантов обнаружена в почвах, испытывающих влияние предприятий Белорецкого металлургического комбината.

Содержание металлов в донных отложениях в некоторой степени отражает их концентрации в почве и воде. Однако в них выявлено высокое содержание валовых форм металлов, которое соответствует очень опасной степени санитарно-токсикологической опасности. Выявлена способность донных отложений к активной аккумуляции кобальта (K_c более 200) и низкой – марганца и свинца (K_c менее 1,5).

Для системы почва–вода–донные отложения прибрежно-водных экосистем р. Белая были установлены корреляционные связи разной силы. Сильная и средняя степени корреляции выявлены по содержанию меди и железа в системах «почва–вода», «вода–донные отложения» и «почва–донные отложения». Коэффициент корреляции для меди равен 0,8, 0,9 и 0,8 (соответственно), для железа – 0,5, 0,7 и 0,9. Положительная взаимосвязь выявлена между фракцией почвы «физическая глина» и водой (r по меди и железу составляет 0,9), а также «физической глиной» и донными отложениями (r по меди – 0,7, r по железу – 0,9). Положительные достоверные взаимосвязи подтверждают миграцию железа и меди между основными компонентами прибрежно-водных экосистем. Никель в системах «почва–вода», «вода–донные отложения» и «физическая глина–вода» имеет отрицательные корреляционные связи ($r = -0,6; -0,7$ и $-0,8$), а в системе «донные отложения–почва» – положительную ($r = 0,8$). Это подтверждает, что почва и донные отложения обладают высокой депонирующей способностью по отношению к никелю.

Количество достоверных взаимосвязей по содержанию ТМ в отдельных компонентах экосистем и их составных частей неодинаковое. Их можно расположить в следующем убывающем ряду: почва (17) – фракция «физическая глина» почвы (10) – донные отложения (6) – вода (2), выделяя в их составе следующие ассоциации взаимосвязанных ТМ, расположенные в порядке убывания их числа: в почве – Fe, Co, Cu, Ni, Zn, Pb, Cd, Mn; в «физической глине» – Fe, Cu, Zn, Pb и Ni; в донных отложениях – Fe, Cu, Ni, Zn, Mn; в воде – Fe, Cu и Mn.

Заключение

Таким образом, исследованиями выявлены характер загрязнения и взаимосвязей ТМ в компонентах прибрежно-водных экосистем р. Белая в зоне влияния Белорецкого горно-металлургического комплекса, которые могут быть использованы в системе экологического мониторинга и в качестве теоретической базы для прогноза загрязнения и разработки природоохранных мер.

Работа подготовлена за счет финансового обеспечения выполнения государственного задания ГАНУ «Институт стратегических исследований Республики Башкортостан» на 2020 год (руководитель темы – Я.Т. Суюндуков).

Литература

1. Виноградов А.П. Средние содержания химических элементов в главных типах изверженных пород земной коры // Геохимия, 1962. № 7. С. 555–571.
2. ГН 2.1.7.2041-06. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. 3 с.
3. ГН 2.1.7.2042-06. Ориентировочно-допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве. Гигиенические нормативы. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. 11 с.
4. ГОСТ 17.1.5.01.-80 Охрана природы. Гидросфера. Общие требования к отбору проб донных отложений водных объектов для анализа на загрязненность. М., 1980. 7с.
5. ГОСТ 17.4.3.01-83 Общие требования к отбору проб. (СГ СЭВ 3347-82). М., 1983. 44 с.
6. ГОСТ Р 51592-2000. Вода. Общие требования к отбору проб. М., 2000. 50 с.
7. Добыча нерудных строительных материалов в водных объектах. Учет руслового процесса и рекомендации по проектированию и эксплуатации русловых карьеров. СПб.: Изд-во «Глобус», 2012. 140 с.
8. Косов В.И., Иванов Г.Н., Левинский В.В., Ежов Е.В. Концентрации тяжелых металлов в донных отложениях Верхней Волги // Водные ресурсы, 2001. Том 28. № 4. С. 448–453.
9. Опекунова М.Г., Мовчан В.Н. Экогеохимические проблемы рационального природопользования в районах исторически сложившихся природно-техногенных аномалий Южного Урала // География и окружающая среда (Сборник статей), СПб: Наука, 2003. С. 94–111.
10. Перечень рыбохозяйственных нормативов предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. – М: Изд-во ВНИРО, 1999. 304 с.
11. Саэт Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.
12. Янин Е.П. Техногенные речные илы в зоне влияния промышленного города (формирование, состав, геохимические особенности). М.: ИМГРЭ, 2002. 100 с.

HEAVY METALS IN WATER AND CONTINUOUS ENVIRONMENTS OF ECOSYSTEMS OF THE UPPER RIVER BELAYA (SOUTH URAL)

Ya.T. Suyundukov, Yu.Yu. Seregina, R.F. Khasanova, M.B. Suyundukova

The paper shows the results of studies of the features of accumulation and migration of heavy metals in the system "soil-water-bottom sediments" in the upper reaches of the Belaya River (South Ural). High concentrations of gross and mobile forms of heavy metals are most pronounced in the areas below the wastewater of mining enterprises. In all components of the coastal water ecosystems of the river. White in terms of the content of copper and iron in the systems "soil-water", "water-bottom sediments" and "soil-bottom sediments" revealed a high correlation dependence.

Keywords: heavy metals, alluvial soils, surface waters, bottom sediments, correlation coefficient, South Urals.

УДК 546.47 : 597.2

ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ МЕТАЛЛОВ НЕКОТОРЫМИ ВИДАМИ РЫБ КУЧУРГАНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА-ОХЛАДИТЕЛЯ МОЛДАВСКОЙ ГРЭС

С.И. Филипенко¹, Н.Н. Зубкова², Е.Н. Филипенко¹, Л.А. Тихоненкова¹

¹Приднестровский государственный университет им. Т.Г. Шевченко, Тирасполь, Приднестровье, Молдова, e-mail: zoologia_pgu@mail.ru

²Институт зоологии АН М, Кишинев, Молдова e-mail: elzubcov@mail.ru

Исследован уровень накопления 7 металлов в органах и тканях у трех видов рыб Кучурганского водохранилища – пестрого толстолобика *Hypophthalmichthys nobilis*, серебряного карася *Carassius auratus* и окуня речного *Perca fluviatilis*. Наибольшие концентрации всех исследованных металлов отмечены в теле пестрого толстолобика. По степени накопления в теле рыб металлы распределились в следующем порядке: цинк > медь > никель > молибден > свинец > ванадий > кадмий. Меньше всего металлы концентрируются в гонадах и мышцах туловища; максимальные их концентрации, за исключением меди, в основном отмечены в жабрах и коже. Способность к накоплению металлов и их концентрации в органах и тканях половозрелых рыб во многом определяется их биологией, видовыми и возрастными особенностями и другими факторами, среди которых большую роль играет и степень загрязненности водоема металлами.

Ключевые слова: металлы, накопление, рыба, водоем-охладитель.

Введение

Высшие водные растения, беспозвоночные и позвоночные гидробионты, будучи звеньями трофических цепей, вовлечены в процессы миграции и накопления элементов, в том числе и металлов [1, 2, 3, 4]. Аккумулирующая способность гидробионтов зависит от многих факторов – видовой принадлежности, физиологического состояния, возраста и др. условий, в том числе загрязненности водной экосистемы этими элементами. Среди водоемов бассейна Днестра по уровню загрязнения тяжелыми металлами выделяется Кучурганское водохранилище-охладитель Молдавской ГРЭС.

Вопросы аккумуляции в органах и тканях рыб металлов имеют большое значение, т. к. напрямую связаны со здоровьем человека. Кучурганское водохранилище является высокопродуктивным водоемом, в котором обитает около 40 видов рыб, относящихся к 12 семействам, из которых 20 видов составляли промыслово-ценные виды [2].

Материал и методы исследований

Для исследования накопления металлов в тканях рыб были отобраны по 2 особи двух промыслово-ценных видов – пестрого толстолобика *Hypophthalmichthys nobilis*, серебряного карася *Carassius auratus* и окуня речного *Perca fluviatilis*. Уровень накопления металлов в тканях рыб определяли после их озоления смесью азотной и соляной кислот и исследовали методом атомной абсорбции и эмиссии [5]. Использовались спектрофотометры АAnalist 500 и Thermo Scientific iCAP 6200-ICP-OES. Анализ материала проводился в Лаборатории гидробиологии и экотоксикологии Института зоологии Академии наук Молдовы.

Результаты исследований

Для исследования накопления металлов в органах и тканях были исследованы три вида наиболее массовых видов рыб, различающиеся по типу питания – толстолобик пестрый, карась серебряный и окунь речной. Данные по содержанию свинца, никеля, ванадия, молибдена, меди, цинка и кадмия в органах и тканях у этих видов рыб Кучурганского водохранилища представлены в таблице.

Таблица

Концентрации металлов в органах и тканях половозрелых особей рыб из Кучурганского водохранилища, мкг/г абс. сух. массы

Металлы	Мышцы туловища			Гонады			Печень			Жабры			Кожа			Среднее содержание металла в рыбе		
	Пестрый толстолобик	Серебряный карась	Окунь речной	Пестрый толстолобик	Серебряный карась	Окунь речной	Пестрый толстолобик	Серебряный карась	Окунь речной	Пестрый толстолобик	Серебряный карась	Окунь речной	Пестрый толстолобик	Серебряный карась	Окунь речной	Пестрый толстолобик	Серебряный карась	Окунь речной
Свинец (Pb)	4,2	2,6	2,7	2,7	1,8	2,3	4,9	3,8	3,8	6,7	4,2	4,8	5,8	3,9	4,1	4,86	3,26	3,54
	5,6	3,5	2,9	3,5	2,4	2,6	6,6	4,2	4,5	8,6	4	5	6,9	4,1	4,4	6,24	3,64	3,88
	4,9*	3,05	2,8	3,1	2,1	2,45	5,75	4	4,15	7,65	4,1	4,9	6,35	4	4,25	5,55	3,45	3,71
Никель (Ni)	9,4	12,5	8,5	6,6	4,8	5,5	18,8	11,6	8,8	12,7	10,2	9,1	35,8	13,5	12,6	16,66	10,52	8,9
	16,4	15,6	10,9	7,6	5,4	4,3	22,1	12,2	10,1	18,2	9	8,1	44,7	16,8	12,7	21,8	11,8	9,22
	12,9	14	9,7	7,1	5,1	4,9	20,4	11,9	9,45	15,4	9,6	8,6	40,2	15,1	12,6	19,2	11,14	9,05
Ванадий (V)	3,88	2,4	2,1	1,36	2	1,8	5,08	3,1	2,9	5,95	3,8	2,2	4,88	4	3	4,23	3,06	2,4
	3,68	2,8	3,3	1,54	2,2	2,4	4,88	3,4	4	5,54	3,6	4,2	4,85	3,9	4,1	4,098	3,18	3,6
	3,78	2,6	2,7	1,45	2,1	2,1	4,98	3,25	3,45	5,74	3,7	3,2	4,86	3,95	3,55	4,162	3,12	3,0
Молибден (Mo)	4,0	2,8	2,6	4,2	3,2	2,2	5,9	4,2	3	8,7	5,2	3,8	6,8	4,9	4,6	6,4	4,06	3,24
	4,7	3,3	3,8	4,5	3,4	3,6	7,2	4	4,7	9,6	5,4	5,2	7,9	4,1	5,1	6,78	4,04	4,48
	4,7	3,05	3,2	4,35	3,3	2,9	6,55	4,1	3,85	9,15	5,3	4,5	7,35	4,5	4,85	6,42	4,05	3,86
Медь (Cu)	14,0	5,8	4,6	6,1	13,2	6,2	29,9	24,2	23	12,7	6,2	9,8	22,8	14,9	20,6	17,87	12,86	12,84
	17,2	6	6,6	7,7	16,4	8,3	32,6	28,2	27,6	18,9	6,4	8,2	36,8	18,1	23	22,64	15,02	14,74
	17,2	5,9	5,6	6,9	14,8	7,25	31,2	26,2	25,3	15,8	6,3	9	29,8	16,5	21,8	20,18	13,94	13,79
Цинк (Zn)	30,8	-	22,2	34,5	-	29,6	40,2	-	34,2	38,5	-	38,8	37,7	-	36,6	36,34	-	32,28
	40,1	32,2	29,9	58,9	34,1	30,5	60,2	30,1	36,5	42,2	35,1	34,4	48,6	36,4	32,2	50	33,58	32,7
	35,4	32,2	26	46,7	34,1	30	50,2	30,1	35,3	40,3	35,1	36,6	43,1	36,4	34,4	43,14	33,58	32,46
Кадмий (Cd)	0,58	0,24	0,25	0,66	0,11	0,15	1,15	0,32	0,46	2,11	0,44	0,54	2,05	0,65	0,48	1,31	0,352	0,376
	1,25	0,27	0,56	0,82	0,14	0,18	2,44	0,41	0,52	3,56	0,57	0,48	3,48	0,84	0,42	2,31	0,446	0,432
	0,91	0,25	0,40	0,74	0,12	0,16	1,79	0,36	0,49	2,83	0,50	0,51	2,76	0,74	0,45	1,806	0,394	0,402

Примечание: вес сырых особей рыб в первой и второй строке по каждому металлу: карась – 320 и 440 г, толстолобик – 2600 и 5100 г., окунь 380 и 400 г.;

* – среднее

Аккумуляция свинца. У всех исследуемых видов рыб наибольшие концентрации металла сосредоточены в жабрах, минимальные – в гонадах. Среди исследованных видов больше всего свинца содержится в теле толстолобика. При средних концентрациях металла 5,55 мкг/г, его концентрация в жабрах достигает до 7,65 мкг/г, в гонадах до 3,1 мкг/г.

Аккумуляция никеля. Максимальное содержание никеля в теле наблюдается у толстолобика – 19,2 мкг/г, минимальное у окуня – 9,05 мкг/г. У всех исследованных рыб максимальные концентрации никеля содержатся в коже, минимальные в гонадах.

Аккумуляция ванадия. Аналогично свинцу и никелю, ванадий в большей степени накапливается в теле толстолобика – 4,16 мкг/г, с максимальной концентрацией металла в жабрах (5,74 мкг/г) и минимальной в гонадах (1,45 мкг/г). Минимальные концентрации ванадия в гонадах отмечены у всех исследуемых видов. У окуня и карася наибольшие концентрации ванадия отмечены в кожных покровах – 3,55 и 3,95 мкг/г соответственно.

Аккумуляция молибдена. Наибольшие концентрации металла в теле отмечены также у толстолобика – 6,42 мкг/г. Максимальная концентрация молибдена (9,15 мкг/г) наблюдалась в жабрах, минимальная – в гонадах (4,35 мкг/г). У окуня, при средних концентрациях металла в теле 3,86 мкг/г, максимальные его концентрации выявлены в коже (4,85 мкг/г), а минимальные в гонадах – 2,9 мкг/г. У карася при средней концентрации молибдена в рыбе 4,05 мкг/г, наибольшие концентрации отмечены в жабрах – 5,3 мкг/г, наименьшие в мышцах – 3,05 мкг/г.

Аккумуляция меди. Особенностью накопления меди в теле всех исследованных рыб оказалось то, что больше всего этот металла содержится в печени. При средних концентрациях металла в теле рыб: у толстолобика – 20,18 мкг/г, у карася 13,94 мкг/г и у окуня 13,79 мкг/г, минимальные его концентрации у карася и окуня отмечены в мышцах, а у толстолобика в гонадах.

Аккумуляция цинка. По степени аккумуляции цинка в теле рыб доминирует толстолобик, где концентрация металла составила 43,14 мкг/г. Максимальная концентрация металла наблюдается в печени – 50,2 мкг/г, минимальная – в мышцах (35,4 мкг/г). У карася при средней концентрации цинка в рыбе 33,58 мкг/г, наибольшие концентрации отмечены в коже – 36,4 мкг/г, а у окуня в жабрах – 36,6 мкг/г при средних концентрациях металла 32,46 мкг/г.

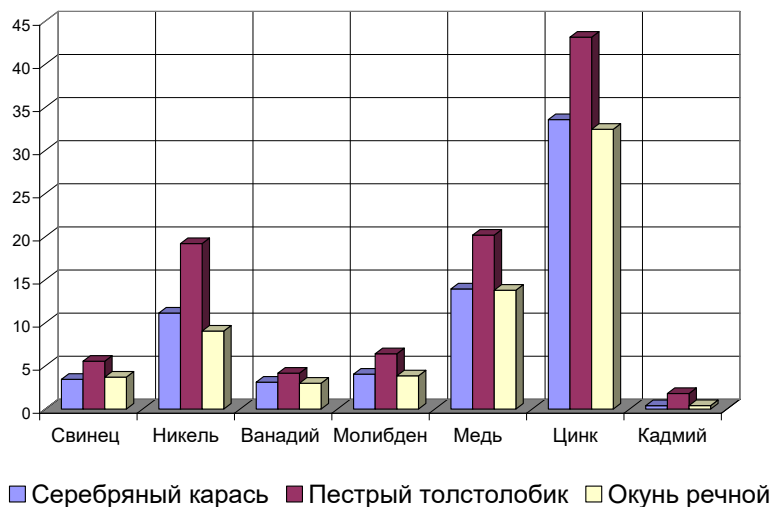


Рис. Накопление металлов в теле рыб

Аккумуляция кадмия. У всех исследованных рыб минимальные концентрации кадмия, также, как и ванадия, свинца и никеля выявлены в гонадах. У толстолобика и окуня больше всего кадмия содержится в жабрах, а у карася в коже.

Сравнивая общее накопление металлов в теле карася, толстолобика и окуня Кучурганского водохранилища из рисунка следует, что наибольшие концентрации всех исследованных металлов отмечены в теле пестрого толстолобика.

По степени накопления в теле всех видов рыб металлы распределились в следующем порядке: цинк > медь > никель > молибден > свинец > ванадий > кадмий.

У исследованных видов рыб Кучурганского водохранилища меньше всего металлы концентрируются в гонадах и мышцах туловища, в то время, как максимальные их концентрации в основном отмечены в жабрах и коже, за исключением меди, которая больше накапливается в печени рыб. Н.Н. Зубковой [1] было отмечено, что величины содержания металлов в гонадах рыб не стабильны и могут значительно различаться с возрастанием в преднерестовый период в 9–25 раз по сравнению с нагульным.

Способность к накоплению металлов (Pb, Ni, V, Mo, Cd, Zn, Cu) и их концентрации в органах и тканях половозрелых рыб (*Carassius auratus gibelio*, *Hypophthalmichthys nobilis*, *Perca fluviatilis*) во многом определяется видовыми и возрастными особенностями рыб, их биологией и другими факторами, среди которых большую роль играет и степень загрязненности водоема металлами. Накопление металлов в теле рыб в определенной степени отражает динамику содержания химических элементов в воде. Это четко прослеживается и на примере Кучурганского водохранилища, где накопление большинства металлов в органах и тканях, особенно в коже и жабрах рыб, заметно выше, чем у рыб Дубоссарского и Костештского водохранилищ, рек Прут и Днестр [1].

Литература

1. Зубкова Н. Закономерности накопления и роль микроэлементов в онтогенезе рыб, Chisinau: Știința, 2011. 88 с.
2. Филипенко С.И., Зубкова Н.Н., Тихоненкова Л.А., Филипенко Е.Н. Промысловая ихтиофауна Кучурганского водохранилища и роль отдельных видов в накоплении металлов в водоеме-охладителе Молдавской ГРЭС // International symposium «Functional ecology of animals»: dedicated to the 70th anniversary from the birth of academician Ion Toderaș, 21 september 2018. Chișinău: Imprint Plus, 2018. С. 413–420.
3. Филипенко Е.Н., Тихоненкова Л.А., Филипенко С.И. Способность макрофитов Кучурганского водохранилища к накоплению металлов в водоеме-охладителе Молдавской ГРЭС // Вестник Приднестровского университета, 2019. Сер.: Медико-биологические и химические науки. № 2(62). С. 73–81.
4. Филипенко С.И. Тихоненкова Л.А., Филипенко Е.Н. Зообентос Кучурганского водохранилища-охладителя Молдавской ГРЭС и роль отдельных его представителей в накоплении металлов // Материалы XXI Международной научной конференции «Биологическое разнообразие Кавказа и юга России». (г. Магас, 15–18 ноября 2019г.). / Магас, ООО «КЕП», 2019. С. 441–445.
5. Monitoringul calității apei și evaluarea stării ecologice a ecosistemelor acvatice. Îndrumar metodic. Red.Toderaș I., Zubcov E.; Bilețchi L., 2015. 84 p.

PARTICULAR QUALITIES OF METAL ACCUMULATION BY SOME KINDS OF FISHES OF THE KUCHURGAN RESERVOIR-COOLER OF THE MOLDAVIAN CENTRAL STEAM POWER STATION

S.I. Philipenko, N.N. Zubcova, E.N. Philipenko, L.A. Tichonencova

The level of accumulation of 7 metals in organs and tissues of three fish species of the Kuchurgan reservoir was studied – the mottled silver carp *Hypophthalmichthys nobilis*, the crucian carp

Carassius auratus, and the perch of the river *Perca fluviatilis*. The highest concentrations of all the metals studied were noted in the body of the motley silver carp. By the degree of accumulation in the fish body, the metals were distributed in the following order: zinc > copper > nickel > molybdenum > lead > vanadium > cadmium. Least of all metals are concentrated in the gonads and muscles of the body; their maximum concentrations, with the exception of copper, are mainly noted in the gills and skin. The ability to accumulate metals and their concentration in the organs and tissues of mature fish is largely determined by their biology, species and age characteristics, and other factors, among which the degree of metal contamination of the reservoir plays an important role.

Keywords: metals, accumulation, phytoremediation, fish, pond-cooler.

UDC: 574.64+579.843.4+561.263+563.1+565.2+661.18

DISCOVERY OF DETERGENT TOXICITY USING NON-ANIMAL BIOASSAY

X. Cai^{1,2}, S.A. Ostroumov^{1,2}

¹ Faculty of Biology, Lomonosov Moscow State University, Moscow, Russia

² Shenzhen MSU-BIT University, Longgang District, Shenzhen, Guangdong, P.R. China

The use of synthetic laundry detergents (SLDs) worldwide including Russia and China leads to the pollution of the environment with detergents. Studying toxicity of SLDs to living organisms is a relevant issue. As a typical SLD, “Tide Color” powder laundry detergent (“Tide Color”-PLD) is broadly used. The phytotoxicity of this chemical product was bioassayed in this study. Lentil (*Lens culinaris*) seed-based bioassay was employed by us to assess this detergent phytotoxicity. Two indexes were studied, i.e., the seed germination index (SGI) and root length index (RLI). The percent germination of seed (PGS) reduced significantly by an increase in the concentration (0.1 %, 0.5 %, and 1.0 %) of “Tide Color”-PLD after 72 h exposure. A similar decline in PGS was observed after 96 h exposure to the same concentrations. The increasing concentrations inhibited percent root lengths after 72 h exposure, and also RLI after 96 h exposure. The bioassay results lead to the conclusion that “Tide Color”-PLD poses phytotoxicity to the lentil seeds.

Keywords: phytotoxicity, laundry detergent, “Tide Color”, *Lens culinaris*, lentils, bioassay, germination of seeds.

Introduction

A lot of SLDs were used broadly worldwide. As far as detergent consumption throughout 2016 was concerned, there were more than 4 million tons of SLDs discharged and dumped in the untreated or treated discharge of wastewater into the destined aquatic ecosystems like river watersheds, estuaries and coastal seawaters, and other ecosystems [2, 3]. The misuse of SLDs could challenge environmental conservation and public health. It should be noted that not just can the SLDs-containing wastewater poison water resources, but also can the treated effluent retain the surfactants (e.g., linear alkylbenzene sulphonate (LAS), alkyl phenol ethoxylate (APE), etc.) from treatment plants into aquatic environment [6, 15].

To test the phytotoxicity, an array of plant bioassays was used [1, 5, 13]. The Environmental Protection Agency (EPA) of the U.S.A. also summarized empirical studies into the bioassay guidelines on plant species seed germination and root elongation toxicity tests in the 1990s [13]. In previous years, S.A. Ostroumov with associates at Moscow State University (MSU) conducted research projects which discovered phytotoxicity of synthetic surfactants and detergents to many plant species [4, 7–12].

In this project, we studied PLD “Tide Color”. We used lentil (*Lens culinaris*) for seed-based bioassays.

Materials and methods

The powder laundry detergent branded with “Tide Color” (“Tide Color”-PLD) was produced by Procter and Gamble distribution company (Moscow, Russia). The detergent contains anionic surfactant (5 %-15 %), nonionic surfactant (5 %), enzyme (< 1 %), and fragrance (< 1 %). Lentil (*Lens culinaris*) seeds were purchased from a local company in Shenzhen, China. All the solutions were prepared or diluted with ultrapure water in this work.

To prepare the stock solution (i.e., 1.0 % “Tide Color”-PLD aqueous solution), the detergent powders dissolved in ultrapure water at the ratio of 1:100 (w/v). Accordingly, 0.1 % and 0.5 % test solutions were diluted from 1.0 % solution. The surplus of stock solution was refrigerated at 4 °C for the next use. In the preparation for bioassays, a total of 12 Petri dishes (diameter: 110 mm, height: 15 mm) were used. In each dish, a piece of round filter paper (diameter: 100 cm) was placed in. The lentil seeds were handpicked out and 3 times rinsed with ultrapure water for the bioassays. 12 of the rinsed seeds were put in each Petri dish, followed by the addition (20 mL) of clean water or “Tide Color”-PLD at 0.1 %, 0.5 %, and 1.0 % concentration in triplicate. Each blank control was added with ultrapure water to guarantee the viability of lentil growth and to control the variability of results [6]. Both control and test samples were incubated at 20.0 ± 1.5 °C and under dark conditions within 72 h and 96 h, respectively. The test treatments were guided according to US EPA guidelines [13].

The seed germination (SG) is one of the basic measurements to reflect the phytotoxic impact on *Lens culinaris* growth [5]. The data were used to calculate phytotoxicity indexes [1]. Results of the phytotoxicity bioassays were obtained after 72 h or 96 h exposure to various concentrations of “Tide Color”-PLD solutions. The number of germinated seeds could be counted manually, also the root length was measured.

Mathematical analysis of the raw data presented the minimum, maximum, mean, and median values, as well as standard deviations and errors are all generalized and summarized in the form of supplementary information. In statistics, the *t*-test validated the significant difference ($p < 0.05$) between two samples from the different concentration tests. But the replicate samples from the same concentration test were insignificant ($p > 0.05$). They signified lentil growth was depended on the concentration of detergent in the study. In this case, the data treatments were performed using Microsoft Excel 2019. Percent germination of seed (PGS) was computed according to [1].

Where the number of germinated seed in each test was divided by the germinated number in the corresponding control.

We calculated phytotoxicity index such as seed germination index (SGI) [1, 5]. Based on the published empirical value of risk assessment [1, 5], the phytotoxicity can be sorted into four classes such as (1) slight ($-0.25 \leq \text{SGI} < 0$), (2) moderate ($-0.5 \leq \text{SGI}$ or $\text{RLI} < -0.25$), (3) high ($-0.75 \leq \text{SGI}$ or $\text{RLI} < -0.5$), and (4) extreme toxicity ($-1 \leq \text{SGI}$ or $\text{RLI} < -0.75$).

Results and discussion

It was observed that the number of germinated lentil seed decreased with an increase in concentration. The maximum germinated number (11 seeds) was found in control, indicating that ultrapure water appeared harmless to lentil seed germination. By stark contrast, the minimum count of germinated seed was 0, as observed in the 1.0 % test solution. It was concluded that 1.0 % was the lethal concentration of “Tide Color”-PLD to *Lens culinaris* plant species. Also, 0.1 % and 0.5 % were the characteristics of the low-toxic and sublethal concentration to lentil seeds, respectively. As a result, 8 germinated seeds were found in a 0.1 % test solution, while germination in a 0.5 % solution was few and far between as well.

The number of germinated seed varied after the 72 h or 96 h exposure to the different concentrations (0.0 %, 0.1 %, 0.5 %, and 1.0 %) of “Tide Color”-PLD aqueous solution. For

convenient comparison, the germinated number was converted into the PGS value as in [1] and shown in Table 1 and Table 2.

It could be seen that PGS decreased from $88.89 \pm 2.27 \%$ (mean \pm standard error, $p < 0.05$) to $0.00 \pm 0.00 \%$ after a period of exposure (72 h or 96 h) to “Tide Color”-PLD at a concentration of 1 % (Table 1 and Table 2).

Table 1

Parameters of phytotoxicity (PGS and SGI) of “Tide Color”-PLD to *Lens culinaris* (mean \pm standard error). Experimental conditions: 72 h exposure; 0.0 % (control), 0.1 %, 0.5 % and 1.0 % concentration; temperature 20.0 ± 1.5 °C. Abbreviations used: “Tide Color”-PLD: “Tide Color” powder laundry detergent, PGS: percent germination of seed (mean \pm standard error), SGI: seed germination index, PC: phytotoxicity class

Detergent concentration, %	PGS (%)	SGI	PC
0.0 (control)	88.89 ± 2.27	0.00	No toxicity
0.1	69.44 ± 8.18	-0.22	Slight
0.5	2.78 ± 2.27	-0.97	Extreme
1.0	0.00 ± 0.00	-1.00	Extreme

In agreement with bioassay images, it concluded that the lower the “Tide Color”-PLD concentration, the higher PGS. Besides, PGS was conducted to calculate SGI values [1, 5].

Table 2

Parameters of phytotoxicity (PGS and SGI) of “Tide Color”-PLD to *Lens culinaris* (mean \pm standard error). Experimental conditions: 96 h exposure; 0.0 % (control), 0.1 %, 0.5 % and 1.0 % concentration; temperature 20.0 ± 1.5 °C. Abbreviations used: “Tide Color”-PLD: “Tide Color” powder laundry detergent, PGS: percent germination of seed (mean \pm standard error), SGI: seed germination index, PC: phytotoxicity class

Detergent concentration, %	PGS (%)	SGI	PC
0.0 (control)	88.89 ± 2.27	0.00	No toxicity
0.1	80.56 ± 6.00	-0.09	Slight
0.5	2.78 ± 2.27	-0.97	Extreme
1.0	0.00 ± 0.00	-1.00	Extreme

We also discovered the toxicity of some other detergents which we studied using bioassay with plant species.

Conclusion

This study discovered and assessed the phytotoxicity of “Tide Color”-PLD aqueous solution to lentil (*Lens culinaris*) plant species. Bioassays of *Lens culinaris* seeds revealed that 0.5 % “Tide Color”-PLD could exert a lethal effect on germination. At a lower concentration, 0.1 % “Tide Color”-PLD caused some phytotoxicity according to SGI values.

We also discovered toxicity of some other detergents which we studied using bioassay with the plant species.

In conclusion, the phytotoxicity protocol of lentil (*Lens culinaris*) seed-based bioassays is a sensitive, effective, and reliable method, an economical strategy, an environment-oriented technique, and a non-animal test for environmental hazard assessment.

The new results of the authors confirm the main conclusion of the previous publications of S.A. Ostroumov and associates on the high level of environmental hazards from environmental pollution with detergents and surfactants [4, 7–12]. The obtained data added new information to the current knowledge on environmental and toxicological issues of synthetic surfactant, detergents, and disinfectants [7–12, 14, 15].

Acknowledgments

This work was funded by Moscow State University and Shenzhen MSU-BIT University. For financial aid, the Shenzhen government is also appreciated.

References

1. Bagur-Gonzalez M.G., Estepa-Molina C., Martín-Peinado F., Morales-Ruano S., Toxicity assessment using *Lactuca sativa* L. bioassay of the metal(loid)s As, Cu, Mn, Pb and Zn in soluble-in-water saturated soil extracts from an abandoned mining site // *J. Soil. Sediment.*, 2010. Vol. 11. P. 281–289.
2. C.C.I.A. (CCIA), Detergent Industry in China Mainland, 2017. P. 1–14.
3. Ferradj A., Idouhar M., Determination of anionic surfactants in wastewater treatment plant in Algiers City // *Desalin. Water. Treat.*, 2016. Vol. 57. P. 25677–25685.
4. Goryunova S.V., and Ostroumov, S.A., The effect of anionic detergent on the green protocoal alga and seedlings of some angiosperms // *Nauchnye Doklady Vysshei Shkoly, Biol. Nauki*, 1986. No. 7. P. 84–86.
5. Mtisi M., Gwenzi W., Evaluation of the phytotoxicity of coal ash on lettuce (*Lactuca sativa* L.) germination, growth and metal uptake, // *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 2019. Vol. 170. P. 750–762.
6. Ojo O.A., Oso B.A., Biodegradation of synthetic detergents in wastewater, // *Afr. J. Biotechnol.*, 2009. Vol. 8. P.1090–1109.
7. Ostroumov S.A., and Khoroshilov V. S. (1992). Biological activity of waters polluted with a liquid surfactant-containing detergent. // *Izvestiya Rossiiskoi Akademii Nauk Seriya Biologicheskaya*, 1992. No.3. P. 452–458. <https://www.researchgate.net/publication/264981057>
8. Ostroumov S.A. Overview of new data on the effects of surfactants and detergents on prokaryotes, algae, flagellates, vascular plants, and animals – ecological and biospheric importance: new priorities and the new facet of bio-chemical ecology (based on the author’s studies)// *Biological Effects of Surfactants and the Biosphere.* / S.A. Ostroumov. Moscow. MAX Press, 2000. P. 84–113. In English. (Series Ecological Studies, Hazards, Solutions, vol.2). ISBN 5-317-00040-8. <https://www.researchgate.net/publication/201626683>;
9. Ostroumov S.A. Biological effects of surfactants on organisms. MAKS-Press, Moscow. 2001. P. 334. [Остроумов С.А., Биологические эффекты при воздействии поверхностно-активных веществ на организмы. Москва, МАКС-Пресс, 2001., 334 с.]. <https://www.researchgate.net/publication/283420752>
10. Ostroumov, S.A. Biological effects of surfactants. CRC Press. Taylor & Francis. Boca Raton, London, New York. 2006. 280 p. <https://www.researchgate.net/publication/200637626>
11. Ostroumov S.A., E.A. Solomonova E.A. Phytotoxicity of a surfactant-containing product towards macrophytes // *Russ. J. Gen. Chem.*, 2014. Vol. 83. P. 2614–2617.
12. Ostroumov S.A. Toxicity testing of chemicals without the use of animals, // *Russ. J. Gen. Chem.*, 2017. Vol. 86. P. 2933–2941.
13. U.S. Environmental Protection Agency, Ecological effects test guidelines (OPPTS 850.4200): Seed germination/root elongation toxicity test, 1996.
14. Villamil-Giraldo A.M., Eriksson, I., Wennmalm, S., Fyrner, T., Ederth, T. and Öllinger, K. Interactions of the Lysosomotropic Detergent O-Methyl-Serine Dodecylamide Hydrochloride (MSDH) with Lipid Bilayer Membranes – Implications for Cell Toxicity// *International Journal of Molecular Sciences*, 2020. Vol. 21. No. 9. P. 3136.
15. Warne M.S.J., Schifko A.D., Toxicity of Laundry Detergent Components to a Freshwater Cladoceran and Their Contribution to Detergent Toxicity// *Ecotox. Environ. Safe.*, 1999. Vol. 44. P. 196–206.

ОБНАРУЖЕНИЕ ТОКСИЧНОСТИ ДЕТЕРГЕНТОВ БИОТЕСТИРОВАНИЕМ БЕЗ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ЖИВОТНЫХ

С. Цай, С.А. Остроумов

Использование синтетических моющих средств для стирки (synthetic laundry detergents, SLD) во всем мире, включая Россию и Китай, приводит к загрязнению окружающей среды моющими средствами. Токсичность SLD для живых организмов является актуальной проблемой. В качестве типичного SLD широко используется порошковый стиральный порошок (powder laundry detergent «Tide Color» («Tide Color» – PLD). Фитотоксичность этого химического продукта нами была протестирована. Биотестирование на основе семян чечевицы (*Lens culinaris*) было использовано нами для оценки фитотоксичности этого моющего средства. Были изучены два индекса: индекс прорастания семян (SGI) и индекс длины корней (RLI). Процент прорастания семян (PGS) значительно снижается при увеличении концентрации (0,1 %, 0,5 % и 1,0 %) «Tide Color» – PLD после 72-часового воздействия. Подобное снижение PGS наблюдалось после 96 ч воздействия тех же концентраций. Увеличение концентрации подавляло RLI корней после 72-часового воздействия, а также RLI после 96-часового воздействия. Результаты биоанализа позволяют сделать вывод, что «Tide Color»-PLD обладает фитотоксичностью для семян чечевицы.

Ключевые слова: фитотоксичность, детергент, стиральный порошок, «Tide Color», *Lens culinaris*, чечевица, биотест, прорастание семян, биотестирование.

UDC: 550.47:550.424.3:556:546.492

MERCURY IN SURFACE WATERS AND THE ROLE OF HUMIC ACIDS IN MERCURY MIGRATION

V.N. Danilova

Vernadsky V.I. Institute of geochemistry and analytical chemistry of the Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia; e-mail: val1910@mail.ru

Using the methods of selective extraction, atomic absorption, and gas-liquid chromatography, we determined that the river and lake waters in arid and/or humid regions differ in their total and alkylated mercury content indices. Mercury high content levels in waters of arid landscapes (e.g., in Kyrgyzstan) do not activate the metal methylation process. The features of the interaction of mercury and humic compounds like fulvic (FA) and humic (HA) acids are discussed. The FA are found to promote mercury dispersion in the biosphere due to the formation of fulvic complexes and abiogenic methylation of mercury resulting in the toxic organomercuric compounds. The HA manifest high sorption capacity levels in relation to mercury ions and serve as sorbents. At a competitive interaction in the system FA-Hg-HA, K_d for mercury drops sharply with an increase in FA concentration and pH system.

Keywords: humic acid, fulvic acid, mercury, methylmercury, organism, water.

Introduction

Mercury is one of the most toxic trace elements and is included in the list of priority pollutants [3, 15]. Possessing some specific physical & chemical features, mercury is a good migrant in the environment, depending on the current conditions accumulating and redistributing in the components of water and surface ecosystems, gas, and water environments [2, 7]. Among the wide range of various interactions running in natural environments, the following processes are outlined as principal for the solution phase: a) hydrolysis of mercury (II) ions and their complex formation to FA [9], and b) abiogenic and biogenic methylation of mercury [3–6].

Materials and methods

The sampling areas with high levels of mercury are situated in the South-Western part of the Osh region of the Kyrgyz Republic: mines Khaidarken and Chauvay (Hg-As-Sb), Kadamzhay mine (Sb-As-Hg) [7]. The background regions were Krasnodar reservoir, Northern Dvina River near Arkhangelsk, and others (Russia). Within these territories were selected the water samples, different organisms (aquatic and terrestrial plants, insects, fishes, frogs, lizards organs and tissues of sheep), sediments, and soil.

Mercury interaction with FA was studied by a method of solubility in microvariant. The molecular-mass distribution of mercury (II) fulvic complexes was studied by filtration through a Sephadex G-25 column [16]. The experiments for mercury sorption on HA and the interactions in a three-component system were conducted in cylindrical teflon vessels with screw-on lids. The mercury content levels in the solutions were determined using a method of cold vapor with atomic-fluorescent registration of the analytical signal, and also the AES-ICP method [1, 4, 12]. FA concentrations were determined using a spectrophotometric method from solution absorbancy indices at $\lambda = 420$ nm. The methylmercury concentrations were determined using gas-liquid chromatography with an electronic capture detector following an extraction concentrating with benzol (toluene) from acid solutions in the cold [4, 9].

Results and discussion

In the course of the surveillance of various areas with different mercury levels in the environment (the Northern Dvina, Moscow suburbs, Kuban, and South Kyrgyzstan) some data array has been obtained on mercury and alkyl mercury in various natural objects including natural surface waters. Methylmercury was found to exist in water ecosystems and water organisms only. Neither methyl- (MMC) nor ethylmercurchloride was found in the soils, soil microorganisms' biomass, or plants with the method sensitivity level of 0.5 to 1.0 ng/g [5, 6].

The water analyses revealed the following:

- methylmercury concentrations in surface waters vary ranging from < 2 to 80 ng/l, making 4 to 50 % of their total content at a solution (filtrate) phase;
- at a sharp increase in total mercury concentrations in natural waters, methylmercury levels rise slowly while methylated mercury percentage drops (see Fig. 1A);
- a tendency of a positive correlation between methylmercury content levels in the waters and the bottom deposits (i.e., soil or silt) is noted;
- along with the higher coefficients of mercury biological absorption by organisms in arid regions as compared to the humid ones, a tendency of more intensive mercury alkylation in a water environment is observed. However, in the conditions of hot climate methylmercury can migrate from reservoirs to the atmosphere and decompose being affected by solar radiation.

Among the aspects of abiogenic methylation, reactions with the implication of humic substances are of substantial significance.

The humic substances (HS) are complex mixtures of high molecular organic compounds of natural origin formed through the plant and/or animal organic residues decomposition. They represent a macrocomponent of the organic matter of both the soil and the water ecosystems. HS are subdivided into three constituents, namely humin, which is an inextractable residue, humic acids (HA) and fulvic acids (FA).

To estimate the role of fulvic acids in organomercuric compounds formation, the influence of time period of mercury (II) exposure to FA solution(s) upon mercury alkylation process has been investigated on a model system (see Fig. 1B). As follows from the figure, the methylation process, having reached a certain level, is replaced or hampered by a reverse process of dealkylation.

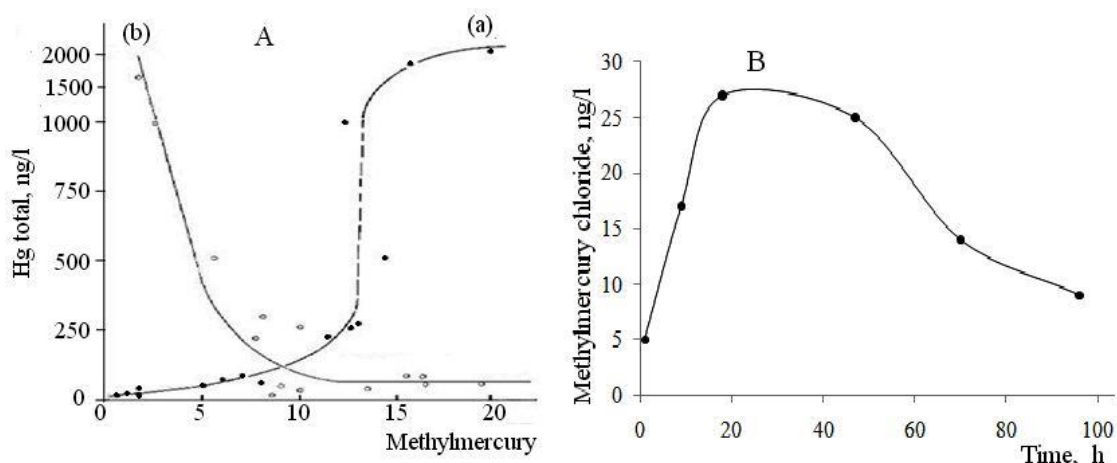


Fig. 1. A – Dependence of methylmercury concentrations in waters: ng/l (a) or percent from Hg_{total} (b) on total mercury content indices (for the Osh and the Arkhangelsk biospheric subregions); B – The contents of methylmercur chloride (MMC) in solution depending on the time of incubation (pH-6.4)

Nevertheless, it should be noted that the interaction of mercury (II) with FA in natural environments results not only in appearing some rather toxic organomercuric compounds formed through abiogenic methylation but also in a drastic growth of mercury migratory capacity as seen both in waters and soils due to formation of stable & soluble mercury (II) fulvic compounds.

We chose elemental mercury and mercuric sulfide as the original mercury (II) compounds in the fulvic acid – Me model system.

Elemental mercury is a major form of mercury existence in the atmosphere; when reaching the earth's surface together with atmospheric precipitates, it interacts with soil and/or water organic substances.

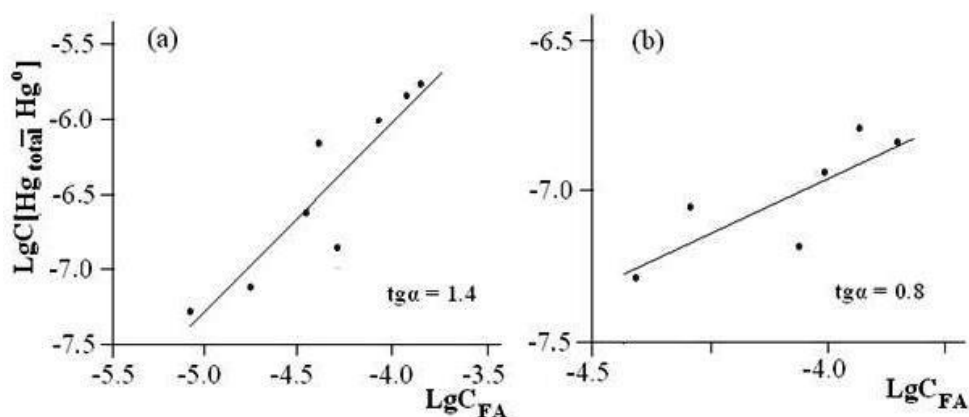


Fig. 2. Dependence of elemental mercury and cinnabar solubility indices on FA concentrations (pH = 5.0). (a) System $Hg^0 - FA$, (b) System $HgS - FA$

Also, investigations into model systems using mercuric sulfide as the element basic mineral form as seen in the Earth's crust were of some interest for the understanding of mercury migration mechanism in the biosphere.

The dependence of elemental mercury and mercuric sulfide solubility on fulvic acid concentrations was investigated at various pH values of 5.0, 6.0, and 7.0.

Together with the growth of FA concentrations in the systems under investigation, mercury concentrations also increased notably (Fig. 2), which is due to the complex formation processes. The data for the solubility method allows identification of the mercury fulvic complexes composition and stability indices. The Hg:FA correlation in the complex compounds was graphically established as a slope ratio of the lines. The obtained $\lg \alpha$ values point to the prevalence of fulvic complexes with Hg:FA composition = 1:1 in equilibrium solution for FA associate with the average molecular weight $M_w = 2200$ characteristic for pH = 5.0.

The results of the calculations for conditional constants of the mercury (II) fulvic complexes stability as obtained in the course of analyzing the Hg^0 -FA and HgS-FA systems are summarized in Table. 1.

We determined that highly durable & soluble complex compounds are formed in the fulvic systems containing elemental mercury and mercuric sulfide. The values of conditional stability constants for mercury (II) fulvic complexes linearly depend on pH, which is conditioned by some FA specific features, namely by their tendency to make reversible associations and a possibility of structural rearrangements within FA molecules due to pH rates growth.

Table 1

Conditional stability constants for mercury fulvic complexes of the composition Hg:FA = 1:1

System	pH	Mean β_{11}	$\lg \beta_{11}$
Hg^0 – FA	5,0	3.60×10^7	7.56
	6,0	1.03×10^{10}	10.01
	7,0	2.32×10^{11}	11,37
Hg^0 – FA	5,0	7.52×10^7	7.88
	7,0	2.99×10^{12}	12.48

The molecular-mass distribution of the mercury (II) fulvic complexes was studied using a gel filtration method. The experimental data suggests that more than 70 % of mercury is eluted in fractions with the output volumes characteristic of substances with molecular weights ranging from 600 to 5000 Da.

Thus, in the model system Hg-FA the high molecular mercury complexes with associated FA forms drastically prevail in the solutions, which promotes metal migration within environmental objects.

Being somewhat higher molecular and slightly soluble, the humic acids in natural objects behave as complex-forming sorbents, promoting metal concentration in soils, water suspensions, and bottom deposits. Using the Hg-humic acid model system, characteristics of ash-free HA preparations as extracted from turf, marine sediments, and sapropel, as well as the mechanism of their interactions with mercury ions, were studied. The HA sorption capacity indices with relation to mercury ions are high enough reaching 300 to 340 mg/g for HA extracted from turf and sapropel, and 175 mg/g for the HA found in marine sediments (see Fig. 3A).

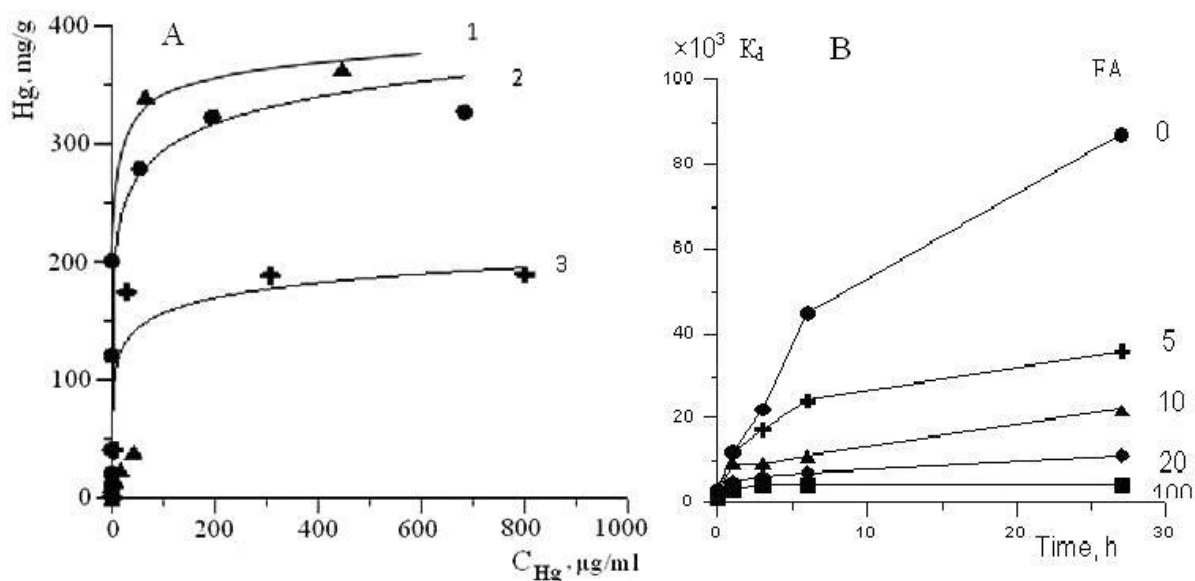


Fig. 3. A -Mercury sorption isotherms for HA extracted from sapropel (curve 1), turf (curve 2), and marine sediments (curve 3); B – Dependence of mercury K_d values on time at various FA concentrations in solutions

From the sorption isotherms, the conditional constants of mercury affinity to HA sorption centers were calculated using a method of quantitative physical & chemical analysis, their logarithm values ranging from 4.1 to 4.95.

Thus, HA serve as an effective natural geochemical barrier concentrating mercury.

The actual mercury mobility in the biosphere is controlled by the competition of metal-FA versus HA complex formation processes (Fig. 3B). With the growth of FA concentrations, mercury distribution (K_d) in the FA-Hg(II)-HA model system drops noticeably.

Table 2 demonstrates the data for K_d values dependence on the pH system. At the competitive interactions in the systems mercury fulvate-HA and Hg(II)-FA-HA (see Table 1), the mercury distribution coefficient drops by one or two orders: a) with the increase in FA concentrations (at a constant pH value), б) with the pH growth from 2 to 6 (at a constant FA concentration).

Table 2

The experimental K_d values for mercury at pH = 5.0 and 3.0

Model system	Kd	
	pH = 5.0	pH = 3.0
Fulvates mercury – HA	2×10^1	1.5×10^3
FA – Hg(II) – HA	1.5×10^2	4×10^3
Humat Hg- FA	4×10^4	1×10^4

Consequently, with the growth of pH values and water color indices due to the competitive mercury-FA or –HA complex forming, mercury dispersion over natural landscapes pronouncedly grows up, while at low pH levels and weak water color the mercury sorption on HA dominates, i.e. there is a process of mercury accumulation in environmental objects.

Transformation of mercury

The anomalies with the high content of mercury in the environment and organisms are striking examples of azonal natural-technogenic and technogenic biogeochemical (BGC) provinces, for example, Haidarken, Kadamzhay, Chauvay, of a primary and secondary genesis [7]. BGC provinces are characterized by an abnormally high concentration of mercury, antimony, and arsenic in BGC food chains and the manifestation of the pronounced biological reactions of organisms (accumulation of elements, the transformation of mercury, morphological changes in plants, toxicoses of man and animals). The chronic mercury toxicosis of sheep is characterized by a decrease of a hemoglobin level, katalase, and glutathionperoxidase activities, blocking of thiogroups, violation of the synthesis of thyrotrophic hormones, calcium-phosphoric metabolism. The increase of the content of mercury in the environment and bodies of animals is accompanied by a sharp activation of synthesis of a metallothioneins, decreasing during mercury detoxication by sodium thiosulphate [7, 8].

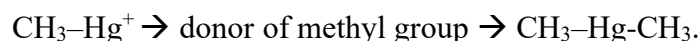
Under the high content of mercury in soils (about 240 mg/kg), landscape plants (about 184 mg/kg), the biomass of microorganisms (about 160 mg/kg), organs and tissues of animals (about 10 mg/kg) from BGC mercury provinces of alkyl mercury compounds practically are not revealed in this objects. The methylmercury presents mainly in water, ground sediments, water organisms, some insects (for example, larvae and pupae of mosquitoes), amphibians, and reptiles. The methylation form of mercury (from a common concentration of metal) accounts about 46, 28, and 18 % in fishes, frogs, and lizards respectively. About 20 % of mercury in methylation form migrates in natural waters, especially during the maximal biological activity of reservoirs. The content of alkyl mercury in water tanks of mercury provinces is higher only in 1,5–2 times than the level of methylmercury in natural waters of the European part of Russia (Ermakov and co-authors, 1991) [3].

The experimental data specifies the prevalence of the transformation of mercury into methylmercury in the water medium. Its dealkylation, interaction with thio- and disulphide groups of proteins, peptides, and amino acids with the subsequent neutralization in sulphide form takes place in overland organisms. Probably the mercury methylation is a reflection of alkylation, dominant in the condition of a primary atmosphere and hydrosphere of the Earth which has the reductive character. As a whole, the subsequent evolution of organisms and the biosphere has resulted in the loss of this mechanism, especially during the increased mercury inhalation from bowels of the Earth. In this condition, the bigger part of organisms becomes capable to desalkylate methylmercury synthesized in the biosphere by biogenic and abiogenic ways. Precisely this process is determined by us in overland organisms [2, 3, 11].

The process of methylation Hg(II) in water medium depends on the temperature, pH, Eh, the concentration of an element, type of water, the content of organic matters, and total microbiological activity of medium. It seems, that methylation, reaching a certain level, is changed and braked by the reverse process of dealkylation. The methylation takes place on suspended sediment of organic matters in water and the top part of deposits.

Among the aspects of abiogenic methylation, except transformation by methylsilanes, two types of reactions, with the participation of methylcobalmine and substances of humic origin, have essential importance [14]. The organisms, capable of synthesis of CH₄ from carbon dioxide and hydrogen, proved to be active concerning the mercury methylation. The enzymatic and unfermentative mercury methylation with the participation of three basic co-enzymes-S-adenosylmethionine, derivatives of 5, N – methyltetrahydrofolate and derivatives of vitamin B₁₂ – cobalt (III) methylcorrinoide is possible in organisms. In the latter case, the carb-anion (CH³⁻) directly reacts with Hg²⁺. The speed of reaction depends on E¹₀ (Fig. 6). If oxidation-reduction potential of an ion of metal is more than +805 mv, it methylates by carb-anion (for example, selenium, mercury, tellurium, lead), else, during the transport of radical

(tin, arsenic, chromium). However, alkyls of lead, cadmium, and zinc are instable in water solutions. There is also the formation of dimethylmercury during the process of transmethylation:



It is necessary to pay attention to the scheme of BGC transformation of mercury in the biosphere (Fig. 4).

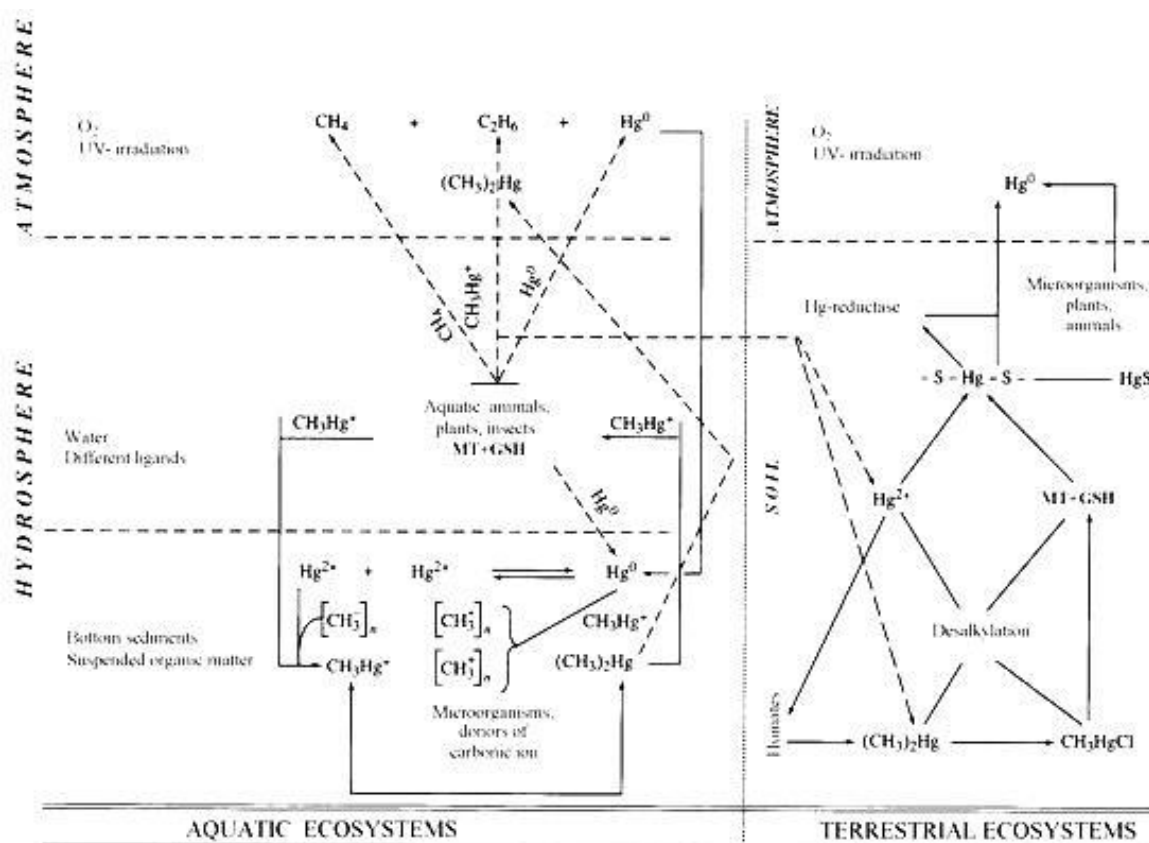


Fig. 4. Transformation of mercury and methyl-mercury in the biosphere. MT – metallothioneines, GSH – reduction glutathione and its derivatives (phytochelatinines)

The water and land ecosystems are precisely separated into it. The elementary and ion forms of mercury (II) are methylating to methylmercury-ion and dimethylmercury under the influence of anaerobic and aerobic microorganisms and organic matters – donors of a carbonic ion or radical. The latter, not keeping in a water medium, acts to the atmosphere, being decomposed to elementary mercury [17].

(Hg^0) , which once again acts to hydrosphere with sediments again. The salts of methylmercury are accumulated by water organisms, in particular by water and bottom inhabitants. The methylmercury in the form of metal is liberated from the detritus of dead organisms by bacteria [10,13]. The formation of dimethylmercury arises with the redundancy of a carbonic ion, inorganic nitrogen and high volume of pH, and oxidation of elementary mercury to ion (II) – in presence of oxygen and organic matter. Partially elementary mercury is eliminated to the atmosphere by water plants. For want of it, the function of humic acids can consist not only in the delivery of methyl-groups, but also in the reservation of the inorganic forms Hg(II) .

The processes of desalkylation of methylmercury and its combination with metallothioneines prevail in the land animals. Apparently, the bacterial regulation of mercury conversion

plays a vital part. It is regulated by the appropriate genes and depends on the concentration of mercury in the medium of organisms. Moreover, the exhalation of elementary mercury by organisms is also bound up with resistance genes (plasmid DNA), which are being formed in bacteria only in extremal conditions [10]. However, these processes are investigated insufficiently.

Conclusion and future investigation

There are the peculiarities of interaction of mercury with humus substances – fulvo- (FA) and humic acids (HA). It was shown that FA promotes mercury dispersion in the biosphere in the result of the formation of fulvic complex and abiogenic methylation of mercury with producing toxic Hg-organic compounds. HA, in contrast, has higher sorption volume as to mercury ions and implements the role of sorbents. K_d of mercury in system FA-Hg-HA falls significantly at competition interaction with increasing concentration of FA and pH of the system. Thus, the humic acids are regulators of mercury migration in the biosphere. Nevertheless, there is a need to evaluate the competitive interaction of different metals with the active points of humic acid in the presence of mercury and to determine the effect of temperature and solar irradiation on the state of the methylmercury in the laboratory and natural conditions.

References

1. Danilova V.N., Khushvakhtova S.D., Ermakov V.V. Interaction of mercury with humic acids // Modern problems of soil pollution. M.: MGU, 2010. P. 201–204 (in Russian).
2. Domagalski J. Mercury and methylmercury in water and sediment of the Sacramento River Basin, California // Applied Geochemistry, 2001. Vol. 16. P. 1677–1691.
3. Ermakov V.V. Problems of extremal geochemical ecology and biogeochemical study of the biosphere // Biogeochemistry and Geochemical Ecology. M.: Publ. GUN NPC TMG MZ RF, 2001. P. 98–144.
4. Ermakov V. V. Atomic-absorption method for the determination of mercury in tissues of animals, meat, and other foods of animal origin // Methods of veterinary clinical laboratory diagnostics. M.: Kolos, 2004. P. 429–431 (in Russian).
5. Ermakov V.V. Biogenic migration and detoxication of mercury // Mercury in the biosphere. Moscow: Vernadsky Institute, 2010. P. 5–14 (in Russian).
6. Ermakov V.V., Danilova V.N. Bioaccumulation and desintoxication of mercury // Problems of Biogeochemistry and Geochemical Ecology, 2011. No.1 (15). P. 3–16 (in Russian).
7. Ermakov V.V., Letunova S.V., Konova N.I., Alekseeva S.A., Sudnitsina I.G. Geochemical ecology of organisms under conditions of mercury subregion of the biosphere // Proceedings of Biogeochem. Lab., 22. M.: Nauka, 1991. P. 24–68 (in Russian).
8. Ermakov V.V., Usenko S.I. Effect of thiosulphate on metal-accumulation in animal tissues // Proceedings of 3rd Int. Symposium on Trace Elements in Human: New Perspectives. Athens, Greece, 2001. P. 964–973.
9. Gilmour C.C., Bell T., Bullock A., Graham A., Maizel A., Reidel G., and A.D. Kopec. Distribution and biogeochemical controls on net methyl mercury production in Penobscot River marshes and sediments 2009–2012. Edgewater: Smithsonian Environmental Research Center, 2013. 130 ps.
10. Khesin R.B., Karasyova E.V. Mercury-resistant plasmids in bacteria from a mercury and antimony deposit area // Mol. and Gen. Genet., 1984. Vol. 197. P. 280–285.
11. Koshle A., Pervez Y.F., Tiwari R.P., Pervez S. Environmental pathway and distribution pattern of total mercury among soil and groundwater matrices around an integrated steel plant in India // J. of Scientific and Industrial Res., 2008. Vol. 67. P. 523–530.
12. Morita M., Yoshinaga J., Edmondst J.S. The determination of mercury species in environmental and biological samples // Pure & Appl. Chem., 1998. VI. 70. No. 8. P. 1585–5.
13. Pongratz R., Heumann K.G. Production of methylated mercury, lead, and cadmium by marine bacteria as a significant natural source for atmospheric heavy metals in polar regions // Chemosphere, 1999. Vol. 39. No. 1. P. 89–102.

14. Rogers R.D. 1977. Abiological methylation of mercury in soil // J. Environ. Qual. 1977. Vol. 6. P. 463–467.
15. Scheuhammer A.M., Meyer M.W., Sandheinrich M.B., Murray M.W. Effect of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish // *Ambio*, 2007. Vol. 36. No. 1. P. 12–18.
16. Varshall, G., and Buachidze N. 1983. Study co-existing forms of mercury (II) in surface waters // *Zh. Anal. Chemistry*, 198. Vol. 38. P. 2155–2167(in Russian).
17. Zhang M.Q., Zhu Y.C., and Deng R.W. Evaluation of mercury emission to the atmosphere from coal combustion, China // *Ambio*, 2002. Vol. 31. P. 482–484.

РТУТЬ В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ И РОЛЬ ГУМИНОВЫХ КИСЛОТ В МИГРАЦИИ РТУТИ

В.Н. Данилова

Используя методы селективной экстракции, атомно-абсорбционной и газожидкостной хроматографии, мы определили, что речные и озерные воды в засушливых и/или влажных регионах отличаются по содержанию общей и алкилированной ртути. Высокие уровни содержания ртути в водах аридных ландшафтов (например, в Кыргызстане) не активируют процесс метилирования металла. Обсуждаются особенности взаимодействия ртути с гуминовыми соединениями типа фульвокислот (ФА) и гуминовых кислот (ГК). Установлено, что ФА способствуют рассеиванию ртути в биосфере за счет образования фульвокомплексов и абиогенного метилирования ртути, приводящего к образованию токсичных ртутьорганических соединений. ГК проявляют высокие уровни сорбционной емкости по отношению к ионам ртути и служат сорбентами. При конкурентном взаимодействии в системе ФА-Hg-НА, Кд для ртути резко падает с увеличением концентрации ФА и рН системы.

Ключевые слова: гуминовая кислота, фульвокислота, ртуть, метилртуть, организм, вода.

ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ЭКОЛОГИЯ РАСТЕНИЙ

УДК:550.47:633.88

К ПРОБЛЕМЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ЧИСТОТЫ ЛЕКАРСТВЕННОГО СЫРЬЯ В КУЛЬТУРЕ (НА ПРИМЕРЕ ЖЕНЬШЕНЯ)

Н.В. Алексеева-Попова, И.В. Дроздова

Ботанический Институт им. В.Л. Комарова РАН, Санкт-Петербург, Россия

e-mail: nap5151@gmail.com

Изучалась возможность использования листьев женьшеня (*Panax ginseng*) в лекарственных целях при выращивании в культуре с применением фунгицида хомецина, содержащего Cu и Zn. В контроле (без обработок) и в вариантах с 3-кратным опрыскиванием хомечином с отмыванием листьев водой и без него, а также при сочетании фунгицидов эупарена и хомецина выявлены особенности накопления в листьях потенциально токсичных металлов Cu, Zn, Mn, Fe. Концентрации Cu в листьях растений всех опытных вариантов превышали 500 мг/кг, т. е. относились к экологически кризисным. Дана оценка степени перехода Cu, Zn, Mn, Fe в лекарственную форму – 40 % спиртовую настойку. Выявлены межэлементные различия и показано, что, несмотря на незначительную степень извлечения Cu, уровень ее в настойке остается достаточно высоким. Сделано заключение о бесперспективности применения хомецина в культуре женьшеня при использовании листьев в качестве лекарственного сырья.

Ключевые слова: потенциально токсичные металлы, женьшень, лекарственное сырье, фунгициды.

Введение

Известно, что женьшень является одним из наиболее ценных лекарственных растений и издавна используется в медицине. Дикорастущий женьшень – охраняемое растение, заготовку его производят только по лицензиям. Поэтому женьшень как лекарственное сырье – в основном культивируемое растение. Чаще всего культивируют женьшень настоящий *Panax ginseng* С. А. Меу. По своей природе женьшень – таёжный многолетник с ежегодно отмирающим надземным побегом и зимующим корнем с корневищем. Наиболее ценным лекарственным сырьем является корень женьшеня, настойка которого обладает широким спектром действия. Она применяется как тонизирующее средство, энергетический, ноотропный стимулятор, при гипотонии, активизирует сердечную деятельность, повышает работоспособность. В нашей стране женьшень произрастает в основном на Дальнем Востоке, где и были созданы самые большие его товарные плантации. В настоящее время в культуре его выращивают в ограниченных количествах в Приморье, Брянской, Владимирской и Орловской областях. Сеянцы женьшеня чувствительны к неблагоприятным факторам среды и подвергаются поражению многочисленными вредителями и болезнями, преимущественно грибковыми. В связи с этим посадки женьшеня неоднократно обрабатывают бордосской жидкостью, что приводит к загрязнению растений и почвы медью. В последнее время используют также хомецин «ХОМ» – хлорокись меди с примесью цинеба – дитиокарбамата Zn. Это эффективный и широко известный фунгицид для лечения и профилактики грибных заболеваний.

Сотрудниками Санкт-Петербургского государственного химико-фармацевтического университета был поставлен вопрос о возможности использования листьев женьшеня, в которых также содержатся лекарственные вещества, но в значительно более низких концентрациях, чем в корнях. Однако, для этого необходимо контролировать уровень потенциально токсичных металлов в листьях, подобрав подходящие фунгициды для выращивания женьшеня в агрокультуре.

Целью данной работы было изучить биогеохимические последствия использования фунгицида хомецина в культуре женьшеня.

Задачи:

1. Определить уровень загрязнения листьев при использовании фунгицидов хомецина и эупарена.
2. Изучить эффективность отмывания водой для удаления потенциально токсичных металлов из листьев после обработки фунгицидами.
3. Установить степень извлечения Cu и других потенциально токсичных металлов в лекарственные формы женьшеня.

Материал и методы

Основной материал для исследования был собран в специализированном лекарственном совхозе «Женьшень» Приморского края, где была налажена промышленная культура. Были собраны листья растений 6–7-летнего возраста, 3-кратно обработанные хомецином в течение вегетационного периода. Для сравнения использовали листья растений 1-кратно обработанных хомецином и 2-кратно эупареном (органический фунгицид, не содержащий Cu); контролем служили листья растений того же возраста без обработки фунгицидами.

Оценивали прочность связи Cu, Zn, Mn, Fe в листьях женьшеня, после отмывания загрязнения металлами водой. В некоторых образцах листьев определяли извлечение потенциально токсичных металлов в лекарственные формы женьшеня, в 40 % спиртовой раствор. По фармакопее для женьшеня настаивали 20 г воздушно-сухих листьев в соотношении 1:10 на 40 % этиловом спирте при комнатной t° , затем упаривали 100 мл настойки. Концентрацию Cu, Zn, Mn, Fe в листьях и экстрактах определяли на атомно-абсорбционном спектрометре ААС-1N после сухого озоления при 400° и растворения золы в 2N HCl.

Статистическую обработку материала проводили с использованием программы «Statistica 09».

Результаты и обсуждение

Трехкратное опрыскивание листьев женьшеня Cu содержащим препаратом хомецином по сравнению с листьями растений контрольного варианта ожидаемо вызывает значительное повышение содержания Cu, которое достигает огромных величин (табл.1). По сравнению с контролем в листьях статистически значимо возрастает концентрация Zn, но в гораздо меньшей степени. Повышение уровня Zn в растениях, обработанных фунгицидами, по сравнению с контролем может объясняться наличием цинк-содержащего препарата цинеб, входящего в состав хомецина. Уровень Fe в листьях при обработке хомецином наоборот снижается, но незначительно. Не выявлены статистически значимые различия между вариантами в содержании Mn.

Наибольший интерес представляют изменения, происходящие в листьях растений, 3х-кратно обработанных хомецином, после отмывки листьев водой. В листьях растений этого варианта статистически значимо снижается концентрация Cu, в среднем на 25 %. Это может свидетельствовать о том, что большая часть Cu прочно связана, скорее всего, на поверхности листьев. Наши данные подтверждают имеющиеся сведения о том, что хлорокись меди слабо проникает внутрь листа, а остается в основном на его поверхности. Трудно предположить, что такие высокие концентрации Cu проникают внутрь листа, но не отражаются на физиологии растений, и не вызывают видимых признаков токсичности. Отмывка листьев водой статистически значимо, на 34 %, снизила концентрацию Zn по сравнению с листьями, не подвергавшимися отмывке. Следует отме-

тить, что в обоих вариантах концентрации Zn находились в пределах физиологически нормальных значений. То же можно сказать и о содержании Mn и Fe [1].

Таблица 1

Среднее содержание потенциально токсичных элементов в листьях женьшеня в контроле и после обработки фунгицидами, М ± m

Вариант опыта	n	Содержание элементов, мг/кг			
		Cu	Zn	Mn	Fe
Контроль	8	39.6 ± 4.91 ^a	19.6 ± 3.55 ^a	52.2 ± 7.76 ^a	377 ± 24.5 ^a
1	10	1436 ± 46.9 ^b	63.0 ± 2.98 ^b	42.0 ± 4.14 ^a	251 ± 10.8 ^b
2	10	1065 ± 24.5 ^c	40.8 ± 2.38 ^c	46.3 ± 3.90 ^a	235 ± 10.3 ^{bc}
3	5	501 ± 57.3 ^d	48.3 ± 3.10 ^{cd}	51.8 ± 5.32 ^a	322 ± 37.7 ^{ad}

1 – обработка хомецином без отмывки, 2 – обработка хомецином с отмывкой, 3 – обработка фунгицидами по схеме: эупарен-хомецин–эупарен без отмывки. Здесь и в Табл. 2 разными буквами обозначены статистически значимые различия между вариантами опыта ($p < 0.05$).

По сравнению с контролем листья растений с поочередной обработкой эупареном, не содержащим Cu препаратом, и хомецином (вариант 3) накапливали статистически значимо более высокие концентрации Cu и Zn: в 12 и в 2.4 раза соответственно (табл. 1). Уменьшение количества обработок хомецином привело к значительному (в 2.9 раз) снижению накопления Cu в листьях по сравнению с 3-х кратной обработкой хомецином (вариант 1). Можно отметить также незначительное, но статистически значимое снижение уровня Zn. При 3-х кратной обработке хомецином растений женьшеня, также как и при чередовании обработки фунгицидами, содержание Cu в листьях многократно превышает величину ПДК в растительном сырье и пищевых продуктах (5–10 мг/кг), и максимальную в чае – 100 мг/кг [7], а также МДУ для кормовых трав [3]. Концентрация Zn в листьях выше ПДК (10–50 мг/кг) отмечена только в варианте 1.

Таблица 2

Среднее содержание потенциально токсичных элементов в 40 % спиртовом экстракте из листьев женьшеня в контроле и после 3-кратной обработки хомецином, М ± m

Вариант опыта	N	Содержание элементов			
		Cu	Zn	Mn	Fe
Контроль	4	<u>17.0 ± 4.13^a</u>	<u>7.10 ± 1.15^a</u>	<u>12.0 ± 0.72^a</u>	<u>14.2 ± 2.34^a</u>
		36.7 ± 1.38	30.2 ± 4.37	47.2 ± 2.07	4.00 ± 0.91
1	4	<u>125 ± 24.6^b</u>	<u>15.7 ± 1.34^b</u>	<u>14.3 ± 2.68^a</u>	<u>7.27 ± 0.72^a</u>
		8.50 ± 1.44	26.0 ± 2.35	30.7 ± 1.89	3.17 ± 0.28
2	4	<u>95.3 ± 15.8^{bc}</u>	<u>11.3 ± 1.23^{ab}</u>	<u>14.9 ± 1.36^a</u>	<u>9.51 ± 1.10^a</u>
		8.50 ± 0.93	23.7 ± 2.74	32.7 ± 2.02	3.97 ± 0.70

1 – обработка хомецином без отмывки, 2 – обработка хомецином с отмывкой.
Над чертой – содержание металлов, мг/кг; под чертой – % от общего содержания.

Хотя можно предполагать, что значительная часть Cu в листьях растений женьшеня опытных вариантов находится в прочносвязанной, труднорастворимой форме, о чем свидетельствуют данные даже после их отмывки водой, тем не менее, остается открытым вопрос о возможности использования таких листьев для приготовления лекарственных препаратов. Была проведена экспериментальная работа по изучению экстрагирования потенциально токсичных металлов в 40 % спиртовую настойку листьев женьшеня, собранных после 3-кратной обработки хомецином и в контроле (табл. 2).

Из листьев контрольных растений в экстракт поступало в среднем 37 % Cu. Наиболее высокая степень извлечения была отмечена для Mn (47 %), что может свидетельствовать о преобладающих водорастворимых формах нахождения этого металла в листьях, и соответствует имеющимся сведениям [5]. Меньше всего (4 %) в настойку экстрагировалось Fe.

Было показано, что в спиртовую настойку из не отмытых и отмытых листьев переходит одинаковая доля Cu, в среднем 8.5 %. Это может косвенно указывать на то, что основная часть Cu находится в прочносвязанных формах, как на поверхности листьев, так и в тканях листа.

Следует отметить, что концентрация Cu в экстрактах из листьев растений опытных вариантов была высокой и в абсолютных значениях значительно превышала концентрации других потенциально токсичных металлов.

Заключение

Таким образом, содержание Cu и Zn в листьях женьшеня в контрольном варианте соответствует нормальным значениям [1]. Можно отметить также их соответствие уровню Cu (30 мг/кг) и Zn (50 мг/кг) для высушенных травяных кормов [3]. Некоторое превышение концентрации Cu можно считать специфической особенностью минерального состава, характерной для женьшеня.

Концентрация Cu в листьях женьшеня опытных вариантах, даже после отмытки листьев и снижения обработок хомецином до 1-кратной оставалось на уровне экологически кризисной в соответствии с биогеохимическими критериями оценки территорий по укосам растений и растительным кормам [4]. Поскольку задачей исследования являлась возможность установить уровень Cu в лекарственных формах, исследовали 40 % спиртовые настойки. Тот факт, что в настойку переходит менее 10 % Cu от общего содержания в листьях, подтверждает предположение о нахождении Cu преимущественно в труднорастворимой форме, как на поверхности, так и в тканях листа.

Полученные в проведенных опытах величины содержания Zn в листьях женьшеня относятся к нормальным содержаниям или несколько превышают его в варианте после 3-х кратной обработки хомецином без отмытки листьев [4]. Вероятно, определенную роль в этом играет присутствие Zn в хомецине, т. к. в контрольном варианте его содержание значимо ниже. Это не представляет опасности, поскольку степень токсического действия Zn для биоты существенно ниже, чем Cu.

Общее содержание Fe в листьях женьшеня во всех вариантах опыта довольно высокое (> 200 мг/кг), однако очень низкая (3–4 %) степень извлечения его в спиртовые настойки, как в опытных вариантах, так и в контроле, может указывать на преимущественное нахождение в листьях Fe в прочносвязанных формах.

В настоящее время нет утвержденных нормативов, регламентирующих содержание тяжелых металлов в лекарственном растительном сырье, возможно, потому что микроэлементный состав и устойчивость лекарственных растений значительно различаются в зависимости от таксономического положения и условий произрастания видов [5]. Некоторые авторы указывают в качестве наиболее близкого эталона ПДК, установленные для сухих овощей и фруктов [2]. Но правомерность использования этого показателя для дикорастущих растений вызывает сомнения.

На основании проведенных ограниченных исследований можно заключить, что использовать листья растений женьшеня в качестве лекарственного сырья при применении фунгицида хомецина в культуре женьшеня не рекомендуется. Для этих целей необходимо применять фунгициды, не содержащие потенциально токсичные металлы Cu и Zn. Работу желательно продолжить на более обширном материале.

Литература

1. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 439 с.
2. Каманина И.З., Каплина С.П., Салихова Ф.С. Содержание тяжелых металлов в лекарственных растениях // Научное обозрение. Биологические науки, 2019. № 1. С. 29–34.
3. Корма травяные искусственно высушенные. Технические условия. (ОСТ 10242-2000). Москва, 2000.
4. Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной ситуации и зон экологического бедствия. М.: Минприроды России, 1992.
5. Ловкова М.Я., Рабинович А.М., Пономарева С.М. Почему растения лечат. М.: Наука, 1990. 254 с.
6. Медведев С.С. Физиология растений. Санкт-Петербург: Издательство Санкт-Петербургского университета, 2004. 336 с.
7. ПДК тяжелых металлов и мышьяка в продовольственном сырье и пищевых продуктах (СанПиН 42-123-4089-86 от 31.03.86 г.)

TO THE PROBLEM OF ECOLOGICAL PURITY OF MEDICINAL RAW MATERIAL IN CULTURE

N. V. Alekseeva-Popova, I. V. Drozdova

The possibility of using ginseng leaves (*Panax ginseng*) for medicinal purposes when grown in culture using a chomecin fungicide containing Cu and Zn was studied. In the control (without treatments) and in variants with 3-fold spraying of chomecin with washing of leaves with water and without it, as well as with a combination of fungicides euparen and chomecin, peculiarities of the accumulation of potentially toxic metals Cu, Zn, Mn, Fe in the leaves were revealed. Cu concentrations in the leaves of plants of all experimental variants exceeded 500 mg/kg, i.e. belonged to environmentally crisis. The degree of transition of Cu, Zn, Mn, Fe to the medicinal form – 40 % alcohol tincture was estimated. Interelement differences were established and it was shown that, despite the insignificant degree of Cu extraction, its level in the tincture remains quite high. The conclusion is made about the lack of prospects of the use of chomecin in a ginseng culture when using leaves as a medicinal raw material.

Keywords: potentially toxic metals, ginseng, medicinal raw materials, fungicides.

УДК: 574.4 : 57.042

БИОГЕННЫЕ ЦИКЛЫ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ В ТРАВЯНЫХ ФИТОЦЕНОЗАХ ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

Т.В. Жуйкова^{1,2}, В.С. Безель², В.А. Гордеева¹, Е.В. Голоушкина¹

¹Нижнетагильский государственный социально-педагогический институт (филиал)

«Российский государственный профессионально-педагогический университет»,

Нижний Тагил, Россия, e-mail: hbfnt@rambler.ru

²Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия

e-mail: bezel@ipae.uran.ru

Рассмотрено участие травяных фитоценозов в формировании биогенных циклов отдельных химических элементов (Zn, Cu, Pb, Cd и др.). Для исследованных фитоценозов Среднего Урала в градиенте техногенной трансформации, связанной с загрязнением почвы тяжелыми металлами, показано изменение видового состава и наземной фитомассы. Процессы синтеза фи-

томассы и последующего ее разложения рассмотрены для двух типов почв, различных по агрохимическим параметрам. Вклад агроботанических групп в биогенный обмен химических элементов определяется не только различием объема ежегодно отмирающей надземной фитомассы, но и различием процессов разложения растительных остатков. В результате при химическом загрязнении среды имеет место изменение биогенного обмена химических элементов в природных биогеоценозах. Реакцию травяных фитоценозов на загрязнение почвы тяжелыми металлами можно рассматривать в качестве частичной компенсации негативного влияния техногенного пресса, поскольку поддерживается достаточный уровень биогенного обмена химических элементов.

Ключевые слова: тяжелые металлы, химическое загрязнение среды, биогеохимические циклы, травяные фитоценозы, надземная фитомасса, разложение растительных остатков.

Введение

Одна из актуальных проблем геохимии – проблема биологического круговорота химических элементов в экосистемах различного типа. В условиях современного техногенеза может наблюдаться антропогенная деформация этого обмена. Исследованиям подобного уровня в настоящее время уделяется особое внимание [1, 10, 11, 12]. Априори можно ожидать, что интенсивность подобных циклов при различных уровнях загрязнения почв может определяться следующими факторами:

- возрастающими в почвах уровнями элементов в химических формах, доступных растениям;
- изменением видового состава фитоценозов под влиянием химического загрязнения почв и связанной с этим специфичностью накопления элементов и их токсичностью по отношению к различным видам растений;
- снижением общей биопродукции сообщества под влиянием химического загрязнения, главным образом за счет уменьшения надземной и подземной фитомасс;
- изменением процессов разложения растительных остатков в почвах, возвращающих химические элементы в биогенный обмен.

Целью работы был анализ роли перечисленных факторов в формировании биогенных циклов химических элементов.

Методы

Район исследования – таежная географическая зона, подзона южной тайги (Притягильская часть Среднего Урала, 58° с. ш., 60° в. д.). Интенсивность биогеохимических циклов изучена в фитоценозах, произрастающих на залежах и отвалах промышленных предприятий, относящихся к фоновой и техногенно трансформированным территориям.

Подробная диагностика антропогенно-нарушенных почв выполнена ранее [5, 7].

Отбор почвенных и растительных проб на содержание тяжелых металлов (ТМ) проводили в соответствии с требованиями методик [8]. Экстракцию металлов из почвы проводили 5 %-ной HNO_3 , из растительных образцов – 70 %-ной HNO_3 . В кислотных вытяжках почвы и растений измеряли содержание Cu^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} , Co^{2+} , Ni^{2+} , Mn^{2+} , Cr^{2+} , Fe^{3+} методом пламенной атомно-абсорбционной спектроскопии на спектрометре AAS Vario 6 фирмы Analytik Jena AG. Химический состав почв определен в соответствии с аттестованными методами анализа в аккредитованной лаборатории ИЭРиЖ УрО РАН (Аттестат аккредитации № РОСС RU. 0001.515630). Диагностика антропогенно-нарушенных почв выполнена ранее [6].

В качестве меры первичной продукции травяных сообществ была использована величина фитомассы, собранная в период ее максимального развития [2]. В вегетационные сезоны 2006–2012 гг. методом случайной выборки в исследуемых фитоценозах за-

кладывали по 10 учетных площадок размером 25×25 см, расположенных на расстоянии друг от друга более чем на 3 метра. Отбор проб проводили методом монолитов с 25 см глубины [9]. Растения в пределах учетной площадки разбирали по видам. После предварительной подготовки определяли атмосферно-сухую надземную и подземную фитомассы каждого вида ($\text{г}/\text{м}^2$). Всего выполнено 1370 взвешиваний для надземной фитомассы.

Для изучения актуальной скорости разложения в качестве экспонируемого материала в полевом эксперименте использовали атмосферно-сухую фитомассу агро-ботанических групп (бобовые, злаки, разнотравье). Образцы помещали в верхний пяти сантиметровой слой почвы по трансекте через каждые 30 см на участках, с которых собрана фитомасса растений. На каждой трансекте последовательно закладывали по 10 образцов бобовых, злаков и разнотравья. Срок экспонирования образцов – двенадцать месяцев.

После завершения срока экспозиции, извлеченные пакеты, очищали от частиц почвы и тонких корней и высушивали до абсолютно-сухой массы при температуре 105°C [3, 4]. Скорость разложения экспонируемого материала оценивали по убыли массы навески в процентах [4].

Результаты

Характеристика почв и концентрации химических элементов

Среднее содержание подвижных форм ТМ в почве регионального фона и техногенно нарушенных территорий различалось в десятки раз. Приоритетными загрязнителями почвы исследуемых территорий являются кадмий, кобальт, цинк, медь. Концентрации данных элементов в почвах фоновой и техногенно нарушенных территорий различаются более, чем в 75, 20, 19 и 10 раза соответственно. Концентрации свинца, марганца и железа изменяются мало или даже снижены (никель, хром).

Учитывая комплекс физико-химических параметров почв, выделены две их группы: агроземы, техноземы. Участки агроземов расположены в агроландшафтах с агродерново-подзолистыми почвами, со средним плодородием, слабой и средней насыщенностью основаниями ($V = 50\text{--}95\%$), низкой и средней обеспеченностью подвижными соединениями фосфора и калия. Содержание легко гидролизуемого азота в агроземах среднее и низкое.

Участки техноземов расположены в техногенных ландшафтах (на промышленных отвалах, возраст которых более 45 лет). Это молодые почвы, формируемые по буроземному и литоземному типам, обладающие более высоким плодородием, сильно насыщенные основаниями ($V > 95\%$), с высокими и очень высокими показателями обеспеченности обменными формами фосфора и калия.

В соответствие с группой почв участки, на которых произрастают различные травяные фитоценозы, обозначены А-1, А-2 (агроземы) и Т-1, Т-2 (техноземы). Данный ряд участков представляет градиент загрязнения почв ТМ, интегральным показателем которого выступает суммарная токсическая нагрузка – $Z = \sum(C_i/C_\phi)$ (отн. ед.), где C_i/C_ϕ отношение концентраций элемента на исследуемом участке к фоновому значению. По этому показателю токсическая нагрузка в нашем градиенте возрастает более чем в 20 раз.

Синтаксономический статус сообществ

А-1 – безранговое сообщество *Deschampsia caespitosa-Festuca pratensis* [Arrhenatheretalia], А-2 – безранговое сообщество *Alchemilla vulgaris-Festuca pratensis* [Arrhenatheretalia/*Carici macrourae-Crepidetalia sibiricae*], Т-1 – безранговое сообщество *Carum carvi-Festuca pratensis* [Arrhenatheretalia], Т-2 – безранговое сообщество *Tussilago farfara-Calamagrostis arundinacea* [Dauco-Melilotion/*Agropyron repentis*].

Рассматриваемые травяные сообщества являются серийными, формирующимися на залежах и отвалах. На этих территориях развитие фитоценозов идет в направлении увеличения видового богатства и повышения суммарного проективного покрытия растений [6].

Фитомасса травянистых сообществ

Надземная фитомасса сообществ, сформировавшихся на участках, подверженных различному уровню техногенной трансформации следующая: А-1 – 3.08 ± 0.54 ; А-2 – 2.46 ± 0.43 ; Т-1 – 2.02 ± 0.36 ; Т-2 – 2.30 ± 0.41 , т/га сух. вес ($M \pm m$).

Химическое загрязнение влияет на надземную фитомассу агроботанических групп. На почвах I типа в градиенте загрязнения при снижении общей фитомассы возрастает вклад разнотравья и снижается роль бобовых и злаков. Иная картина на почвах II типа. По мере увеличения уровня токсической нагрузки незначительно возрастает общая фитомасса. При этом существенно снижается вклад разнотравья и возрастают фитомассы злаков и бобовых.

Разложение растительных остатков

Интенсивность процессов деструкции и связанное с ними возвращение химических элементов в биогенный обмен являются важнейшими показателями состояния природных экосистем. Максимальная скорость разложения характерна для разнотравья: на агроземах до 32–37 %, на техноземах до 55 %. Менее интенсивно в градиенте загрязнения минерализуются бобовые и злаки. Расчет средней скорости разложения наземной фитомассы с учетом входящих в нее различных агроботанических групп показал, что данный показатель зависит от группы почв. В нашем случае скорость разложения максимальна на техноземах. Следует подчеркнуть, что по мере возрастания токсической нагрузки в целом отмечена слабая тенденция к подавлению процессов разложения на агроземах и возрастание на техноземах.

Полученные оценки процессов разложения растительных остатков позволяют рассчитать количество минерализуемой за год общей надземной фитомассы травяного биогеоценоза, включая ветошь и подстилку на участках, подверженных разному уровню загрязнения тяжелыми металлами.

Концентрации химических элементов в травянистых растениях

В градиенте загрязнения в надземной фитомассе максимальны концентрации железа, марганца, цинка, минимальны концентрации кадмия. Сохраняется известная закономерность, согласно которой по мере увеличения загрязнения почв, возрастают концентрации химических элементов в надземной фитомассе.

Наиболее четко эффект влияния загрязнения почвы на растения можно оценить по концентрациям элементов в каждой агроботанической группе. Наряду с очевидным возрастанием этого показателя в градиенте загрязнения почвы у всех видов максимальное токсическое воздействие испытывает фитомасса разнотравья. Этим объясняется резкое ее снижение у данной группы в градиенте загрязнения.

В наших условиях контролируемый растениями биогенный обмен ТМ зависит от возрастающих их концентраций в почвах и, как следствие, в растительных объектах, а также изменением видового состава растительного сообщества. Это сопровождается снижением надземной фитомассы, увеличением в ее составе видов накопителей и элиминацией видов наиболее чувствительных к избытку ТМ в почве. Возможно также изменение интенсивности процессов разложения растительных остатков.

Данные по концентрациям элементов в надземной фитомассе позволяют оценить общее количество ТМ, вовлекаемых в биогенные циклы в градиенте загрязнения почв. Наиболее наглядно влияние загрязнения почвы на общий вынос элементов можно представить при сравнении с данными фоновой территории (А-1). Содержание большинства элементов (Zn, Cu, Cd, Pb, Co) в надземной фитомассе в градиенте загрязнения увели-

чивается и тем самым включается в биогенный обмен. В максимальной степени это относится к Zn, Co, Cu, Cd и Pb. В случае Mn и Ni несмотря на возрастающие концентрации этих элементов в почвах, их участие в биогенном обмене за счет травянистых растений снижено на всех участках.

По данными скорости разложения растительных остатков, можно оценить уровень ежегодного возврата изученных элементов в биогенный обмен за счет отмирающей и разлагаемой в течение года надземной фитомассы растений.

Снижение в градиенте загрязнения фитомассы разнотравья, обладающей повышенной скоростью разложения, и увеличение в том же градиенте надземной фитомассы злаков с их пониженной интенсивностью разложения в совокупности увеличивает возврат большинства микроэлементов в биогенный обмен более чем это следует из оценки их запаса в надземной фитомассе. Например, в градиенте загрязнения содержание меди и кадмия в надземной биомассе возрастает в 3.5 и 2.7 раза, количество же минерализованных за год этих элементов возрастает соответственно в 6.6 и 5.0 раз.

Наиболее наглядно влияние химического загрязнения почв на интенсивность биогенного обмена ТМ можно оценить, сравнивая кратности увеличения токсической нагрузки на исследуемых участках с соответствующим изменением кратности их включения в биогенный обмен. При увеличении токсической нагрузки наблюдается не пропорционально пониженное включение всех изученных ТМ в биогенный обмен за счет ежегодно отмирающей надземной фитомассы. Иначе говоря, в градиенте загрязнения биогенный обмен элементов подавляется в меньшей мере, чем это следует из увеличения интегрального загрязнения почвы.

Заключение

По мере возрастания антропогенной нагрузки на природные травяные фитоценозы, их реакция направлена на частичную компенсацию негативного влияния. За счет изменения видового состава и коррекции процессов разложения в природных фитоценозах поддерживается некоторый уровень биогенного обмена химических элементов, исключая избыточное поступление токсикантов в биоценоз, обеспечивая, тем самым, возможность их длительного функционирования при антропогенном загрязнении среды.

Литература

1. Безель В.С., Жуйкова Т.В. Химическое загрязнение среды: участие травянистой растительности в биогенных циклах химических элементов // *Экология*, 2007. № 4. С. 259–267.
2. Букварева Е.Н., Алещенко Г.М. Принцип оптимального разнообразия биосистем. Товарищество научных изданий КМК, 2013. 522 с.
3. Воробейчик Е.Л., Пищулин П.Г. Влияние деревьев на скорость деструкции целлюлозы в почвах в условиях промышленного загрязнения // *Почвоведение*, 2011. № 5. С. 597–610.
4. Воробейчик Е. Л. Сезонная динамика пространственного распределения целлюлозолитической активности почвенной микрофлоры в условиях атмосферного загрязнения // *Экология*, 2007. № 6. С. 427–437.
5. Жуйкова Т.В., Мелинг Э.В., Кайгородова С.Ю., Безель В.С., Гордеева В.А. Особенности почв и травянистых растительных сообществ в условиях техногенеза на Среднем Урале // *Экология*, 2015. № 3. С. 163–172.
6. Жуйкова Т.В., Безель В.С., Бергман И.Е., Мелинг Э.В., Кривошеева А.В. Фертильность и жизнеспособность пыльцевых зерен *Taraxacum officinale* Wigg. s.l. (Asteraceae, Magnoliopsida) в градиенте антропогенно трансформированной среды // *Поволжский экологический журнал*, 2019. № 3. С. 275–290.
7. Кайгородова С.Ю., Жуйкова Т.В., Жуйкова В.А., Безель В.С., Ившина И.Б. Характеристика антропогенно-деградированных почв и микробного комплекса территорий Нижне-Тагиль-

ского промузла // Современные проблемы загрязнения почв: мат-лы IV Межд.конф. Москва, 27–31 мая 2013. С. 226–230.

8. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства / [подгот.: Н. А. Кузнецов и др.]. 2-е изд., перераб. и доп. М.: ЦИ-НАО, 1992. 126 с.

9. Шалыт М.С. Вегетативное размножение и возобновление высших растений и методы его изучения // Полевая геоботаника, / под ред. Корчагина А.А. и др. 1960. С. 163–208.

10. Dmowski K., Karalewski M.A. Cumulation of zinc, cadmium, and lead in invertebrates and in some vertebrates according to the degree of an area contamination // Ekologia polska, 1979. V. 27. N. 2. P. 333–349.

11. Grimshaw H.M., Ovington J.D., Betts M.M., Gibb J.A. The mineral content of birds and insects in plantations of *Pinus sylvestri* L // Oikos, 1958. Vol. 9. № 1. P. 26–34.

12. Lindquist L., Block M. Influence of life history and sex on metal accumulation in two beetles species (Insecta: Coleoptera) // Bul. Environ. Contam. And Toxicol., 1997. Vol. 58. № 4. P. 518–522.

BIOGENIC CYCLES OF CHEMICAL ELEMENTS IN HERBAL PHYTOCENOSES IN THE CONTAMINATION OF ENVIRONMENT BY HEAVY METALS

T.V. Zhuikova, V.S. Bezel', V.A. Gordeeva, E.V. Goloushkina

This paper investigates the role of herbal phytocenoses in the formation of biogenic cycles of individual chemical elements (Zn, Cu, Pb, Cd, etc.). It has been shown that technogenic transformation associated with heavy metal pollution of the soil in the Middle Urals resulted in a change in the gradient of the species composition and terrestrial phytomass of phytocenoses. The processes of phytomass synthesis and its subsequent decomposition are considered for two soil types, different in agrochemical parameters. The contribution of agrobotanical groups to the biogenic exchange of chemical elements is determined not only by the difference in the annual volumes of dead aboveground phytomass, but also by the difference in the intensity of decomposition of plant residues in the gradient of the technogenic transformation. Thus chemical pollution of the environment leads to a change in the biogenic exchange of chemical elements in natural biogeocenoses. The reaction of herbal phytocenoses to soil pollution with heavy metals can be considered as a partial compensation for the negative impact of the technogenic press, since a sufficient level of biogenic exchange of chemical elements is maintained.

Keywords: heavy metals, chemical pollution, biogeochemical cycles, herbal phytocenoses, aboveground phytomass, decomposition of plant residues.

УДК 615.322:58.084.1:633.367

ВЛИЯНИЕ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ НА НАКОПЛЕНИЕ ФЛАВОНОИДОВ В ПРОРОСТКАХ ЛЮПИНА МНОГОЛИСТНОГО (*LUPINUS POLYPHYLLUS* LINDL.)

Н.А. Кузьмичева

*Витебский государственный медицинский университет, Витебск, Беларусь,
e-mail: kuzm_n-a@mail.ru*

Изучено влияние ионов меди, марганца, цинка и железа на накопление флавоноидов в проростках люпина многолистного. Установлены оптимальные концентрации микроэлементов в растворе для выращивания, способствующие накоплению максимального количества флавоноидов. Они находятся в пределах 10^{-7} – 10^{-8} М для ионов меди, марганца и цинка, в то время как для ионов железа 10^{-6} М. Содержание флавоноидов при выращивании проростков на рас-

творях микроэлементов оптимальных концентраций увеличилось на 65,9 % для меди сульфата, 61,8 % для марганца сульфата, 70,5 % для цинка сульфата и 80,6 % для железа сульфата. Определен характер зависимости содержания флавоноидов от концентрации микроэлементов, который выражается сложной кривой, имеющей, как правило, два максимума.

Ключевые слова: *Lupinus polyphyllus*, флавоноиды, проростки, микроэлементы.

Введение

Люпин многолистный (*Lupinus polyphyllus* Lindl.) – вид травянистых растений семейства Бобовые *Fabaceae*. Родина – Северная Америка, но натурализовался в Европе, в том числе в Беларуси и России. Растет на лугах, по берегам рек, на обочинах и в других нарушенных местообитаниях. Очень морозостоек и нетребователен к почвам, обогащает почву азотом [1, 4]. Культивируется во многих странах как сидеративное и декоративное растение.

Интерес к люпину обусловлен высоким содержанием в составе его семян белка и масла. Во всех частях растения накапливаются хинолизидиновые алкалоиды, в семенах до 3 %, в цветках и листьях до 1,5 и 1,0 % соответственно. Среди других групп биологически активных веществ следует отметить фенольные соединения: флавоноиды, изофлавоноиды, дубильные вещества, кумарины и гидроксикоричные кислоты. Надземные органы различных люпина многолистного содержат флавоноиды и изофлавоноиды в виде агликонов: лютеолин, апигенин, изорамнетин, акацетин, кверцетин, диосметин, генистеин, 3'-метоксиоробол, 3',4'-метилendioксиоробол, а также их О- и С-гликозиды [1, 2].

Общеизвестно, что содержание биологически активных веществ в растениях подвержено значительным колебаниям в зависимости от условий произрастания, в числе которых входит комплекс эдафических факторов. О влиянии азотных, фосфорных и калиевых удобрений известно достаточно много. Влияние же микроэлементов на рост и химический состав растений еще только изучается, хотя их роль в биохимических процессах растений исключительно велика. В виде ионов различные элементы являются коферментами, т. е. небелковой частью природных катализаторов – ферментов, без которых не протекает практически ни одна химическая реакция в живой клетке [3].

На активность ферментов, участвующих в биосинтезе флавоноидов, могут оказывать влияние многие микроэлементы. Например, отмечен стимулирующий эффект кобальта и марганца на биосинтез ароматических аминокислот. Медь входит в качестве кофермента в состав полифенолоксидазы, поэтому ее активность стимулируется введением дополнительных количеств этого микроэлемента. Цинк является коферментом более 200 различных ферментов, в том числе и регулирующих биосинтез фенольных соединений. В большинстве биохимических процессов растительного организма участвуют флавопротеиновые ферменты, в качестве активаторов которых служат марганец, железо, медь, молибден [8, 9].

Оптимальный синтез в организме растений биологически активных соединений наблюдается только при определенных концентрациях и соотношениях микроэлементов в организме и среде. Определить эту оптимальную концентрацию можно двумя способами: в полевых опытах с внесением определенных доз микроудобрений в почву или в виде внекорневой подкормки, или в опытах на проростках, выращиваемых на растворах микроэлементов. Эти способы дают сопоставимые результаты, но второй значительно экономичнее [3].

Методы

Объектом исследования являлись проростки люпина многолистного (*Lupinus polyphyllus* Lindl.), выращенные из семян в лабораторных условиях.

Семена были заготовлены в период плодоношения в окрестностях г. Витебск и подвергнуты воздушно-теневой сушке. Проростки получали по общепринятой методике в предварительно простерилизованных чашках Петри на фильтровальной бумаге, смоченной водой очищенной или раствором микроэлемента [5, 6]. В каждую чашку помещали по 5 скарифицированных семян люпина многолистного, закрывали крышками и помещали в место с достаточным естественным освещением и комнатной температурой.

Использовали серии растворов, содержащих ионы марганца (II) Mn^{2+} , меди (II) Cu^{2+} , цинка Zn^{2+} и железа (III) Fe^{3+} в концентрациях от 10^{-11} М до 10^{-3} М. Исходными растворами являлись 10^{-2} М растворы марганца сульфата $MnSO_4$, меди (II) сульфата пентагидрата $CuSO_4 \times 5H_2O$, цинка сульфата гептагидрата $ZnSO_4 \times 7H_2O$ и железа (III) сульфата $Fe_2(SO_4)_3$. Серии растворов с указанными выше концентрациями были приготовлены путем последовательного десятикратного разведения.

Для выяснения динамики накопления флавоноидов в проростках люпина их выращивали на воде, ежедневно отбирали по одному проростку, измельчали в ступке, количественно переносили в стеклянные флаконы при помощи 5,0 мл этанола. Очистка полученного экстракта проводилась методом центрифугирования в течение 5 минут при 8000 об/мин. Для изучения влияния микроэлементов на содержание флавоноидов в 10 предварительно простерилизованных чашек Петри помещали по 5 скарифицированных семян люпина многолистного. В 9 чашек вносили по 2 мл опытных растворов, содержащих один из вышеназванных микроэлементов по убыванию концентрации, в 10-ю чашку Петри – 2 мл контрольного раствора (воды очищенной). На 7-й день отбирали по одному проростку из каждой чашки, взвешивали, затем по отдельности измельчали и экстрагировали как описано выше.

Содержание флавоноидов в проростках определяли спектрофотометрическим методом. К 0,5 мл очищенного спиртового экстракта прибавляли 0,5 мл ацетатного буферного раствора и 1,0 мл 2 % раствора алюминия хлорида в 70 % спирте этиловом. Через 40 минут измеряли оптическую плотность растворов при 410 нм. Компенсационный раствор состоял из 0,5 мл спиртового экстракта, 0,5 мл ацетатного буферного раствора и 1,0 мл 70 % спирта этилового. Относительное содержание флавоноидов в проростках, выращенных на растворах микроэлементов, выражали в процентах по отношению к контролю – содержанию флавоноидов в проростках, выращенных на дистиллированной воде в пересчете на 1 г массы проростка. Для расчетов использовали формулу:

$$\frac{A_x \times m_{ст}}{A_{ст} \times m_x} \times 100 \%,$$

где A_x – оптическая плотность испытуемого раствора;

$m_{ст}$ – масса проростка, выращенного на стандартном растворе;

$A_{ст}$ – оптическая плотность стандартного раствора;

m_x – масса испытуемого проростка.

Результаты

Динамика накопления флавоноидов в проростках люпина многолистного при выращивании их на воде представлена на рисунке 1. Максимальное содержание флавоноидов наблюдается на седьмой день выращивания проростков люпина многолистного. Поэтому в исследовании влияния микроэлементов на накопление флавоноидов участвовали семидневные проростки.

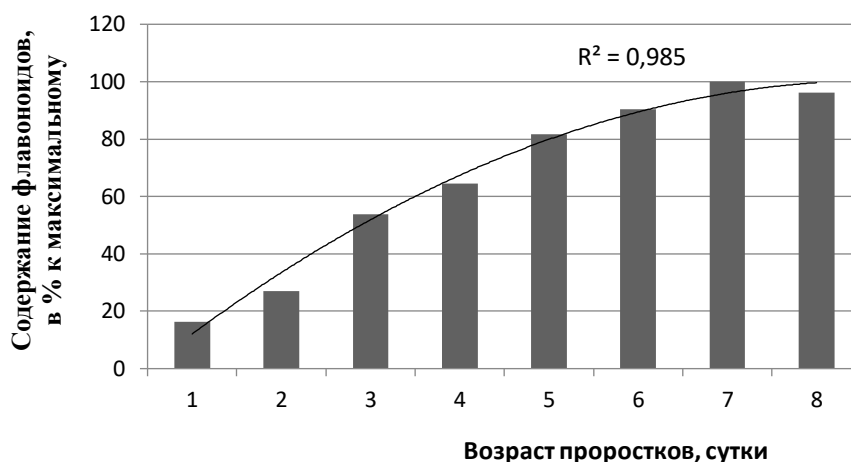


Рисунок 1. Динамика накопления суммы флавоноидов в проростках люпина многолистного *L. polyphyllus*

На рисунках 2–5 показана зависимость содержания флавоноидов в проростках люпина от концентрации микроэлементов в растворе для выращивания.

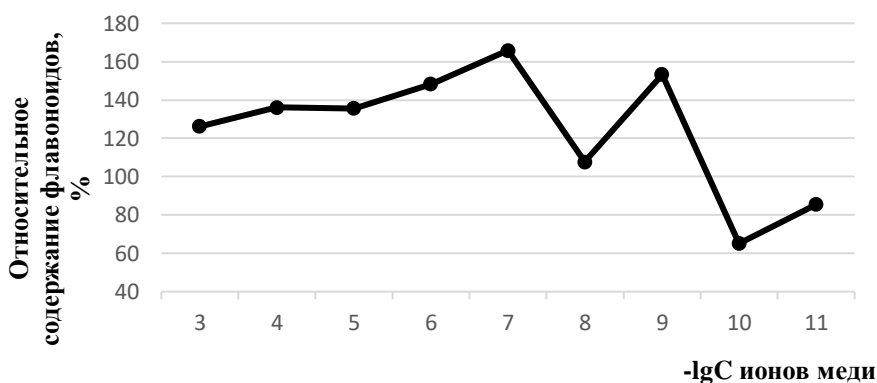


Рисунок 2. Содержание суммы флавоноидов в проростках *L. polyphyllus* в зависимости от концентрации ионов меди (относительно контрольного проростка)

Зависимость накопления флавоноидов в проростках люпина многолистного от концентрации изученных микроэлементов в растворе для выращивания имеет М-образный характер. Только для ионов меди оба максимума почти равнозначны (с небольшим преобладанием первого), и соответствуют концентрациям 10^{-7} М и 10^{-9} М. Во всех других случаях один из максимумов был заметно более выражен.

Наиболее схожими оказались зависимости содержания флавоноидов в проростках люпина от концентрации ионов марганца и цинка. В обоих случаях наблюдается максимум накопления при концентрации 10^{-8} М, сопровождающийся значительно менее выраженным максимумом при концентрации 10^{-5} – 10^{-6} М.

Ионы железа влияют на накопление флавоноидов несколько иначе: основной максимум обнаружен при концентрации 10^{-6} М, а дополнительный – при 10^{-9} М.

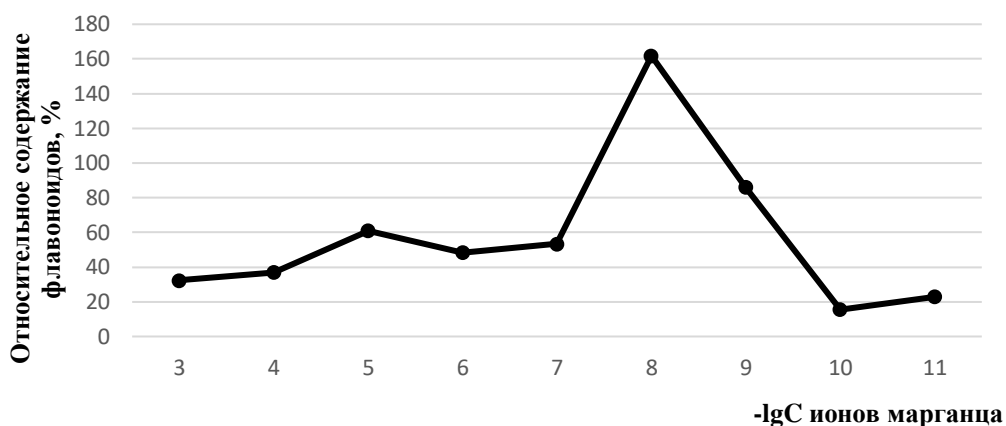


Рисунок 3. Содержание суммы флавоноидов в проростках *L. polyphyllus* в зависимости от концентрации ионов марганца (относительно контрольного проростка)

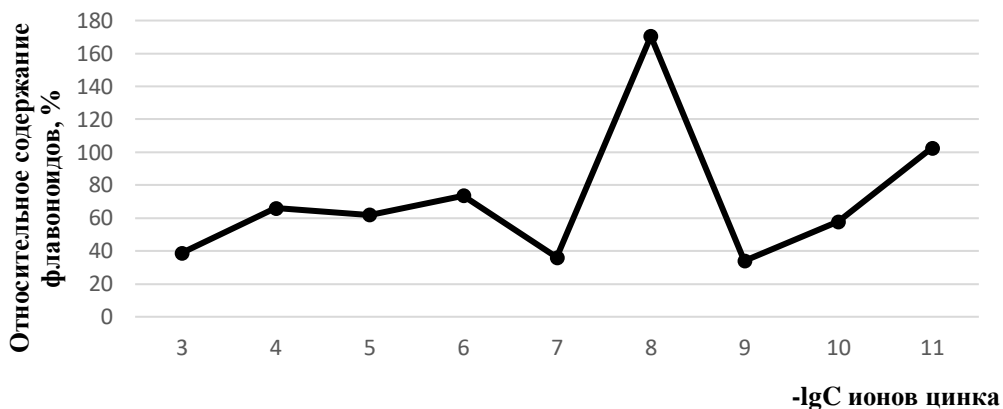


Рисунок 4. Содержание суммы флавоноидов в проростках *L. Polyphyllus* в зависимости от концентрации ионов цинка (относительно контрольного проростка)

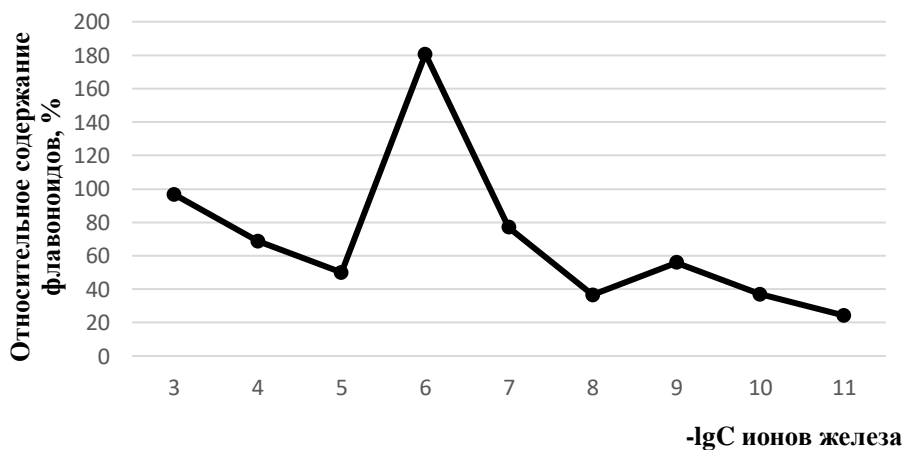


Рисунок 5. Содержание суммы флавоноидов в проростках *L. polyphyllus* в зависимости от концентрации ионов железа (относительно контрольного проростка)

Во всех опытах максимумы накопления суммы флавоноидов наблюдались при концентрациях микроэлементов ниже и выше оптимальной для роста проростков, которая хорошо определялась визуально и соответствовала прогибу кривой на графиках (от 10^{-6} М до 10^{-8} М в зависимости от микроэлемента).

Описанные выше результаты подтверждают ранее известные данные, полученные на проростках гречихи и фасоли. Так, в эпикотилиях проростков фасоли содержание флавоноидов увеличивалось на 70 % при выращивании на растворах, содержащих 10^{-10} М сульфата меди или 10^{-6} М сульфата железа, и более чем в три раза при выращивании на 10^{-8} М растворе сульфата цинка [5].

В проростках гречихи ионы железа (в концентрации 10^{-9} М), марганца (в концентрации 10^{-10} М и 10^{-6} М), цинка (в концентрации 10^{-8} М) и меди (в концентрации 10^{-10} М) увеличивают накопление флавоноидов в проростках гречихи на 60 %, 50 %, 50 % и 40 % соответственно [6].

Интересно отметить, что концентрации ионов марганца 10^{-5} М и железа 10^{-4} М, соответствующие одному из максимумов накопления флавоноидов в проростках люпина, оказывают стимулирующее действие и на синтез в них алкалоидов, увеличивая содержание на 20 % по сравнению с контролем [7].

Заключение

Максимальное накопление суммы флавоноидов в проростках люпина многолистного наблюдалось на седьмой день выращивания проростков.

При выращивании проростков на растворах с различными концентрациями ионов микроэлементов наблюдалось два максимума содержания флавоноидов, соответствующих 10^{-6} моль/л для железа сульфата и 10^{-7} – 10^{-8} моль/л для сульфатов меди, цинка и марганца.

Накопление суммы флавоноидов при выращивании проростков на растворах микроэлементов увеличилось на 65,9 % для меди сульфата, 61,8 % для марганца сульфата, 70,5 % для цинка сульфата и 80,6 % для железа сульфата в соответствующих концентрациях.

Полученные результаты могут сыграть роль в разработке состава минерального питания для культивирования люпина многолистного как перспективного ЛРС с наиболее высоким выходом флавоноидных соединений.

Литература

1. Акритиду Х. П. Фармакогностическое исследование люпина многолистного: Дис. на соиск. учен. степ. канд. фарм. наук. Харьков, 2016. 175 с.
2. Бойник В. В., Акритиду Х. П. Исследование фенольных соединений корней *Lupinus polyphyllus* методом высокоэффективной жидкостной хроматографии // Фенольные соединения: фундаментальные и прикладные аспекты, IX Международный симпозиум 20–25 апреля 2015. М.: Российская академия наук, 2015. С. 25–27.
3. Бузук Г.Н., Ловкова М.Я., Соколова С.М. Универсальный характер М-образной зависимости между основным и специализированным обменом у лекарственных растений // Вестник фармации, 2006. № 1 (31). С. 23–33.
4. Котов В.В. Люпин многолистный // Цветоводство, 2008. № 11. С. 30–32.
5. Кузьмичева Н.А., Руденко А.В. Влияние некоторых микроэлементов на накопление первичных и вторичных соединений в проростках фасоли // Вестник фармации, 2004. № 1. С. 9–15.
6. Кузьмичева Н.А., Руденко А.В., Мозолева Е.А. Влияние микроэлементов на накопление флавоноидов в проростках гречихи посевной // Вестник фармации, 2005. № 2. С. 17–24.
7. Ловкова М.Я., Бузук Г.Н., Кузьмичева Н.А. Макро-, микроэлементы и накопление хинолизидиновых алкалоидов // ДАН СССР, 1984. Т. 276. № 1. С. 250–252.
8. Jensen R.A. The shikimate/arogenate pathway: link between carbohydrate metabolism and secondary metabolism // *Physiol.Plant.*, 1986. Vol. 66. № 1. P.164–168.

9. Marziach M., Lam C.H. Polyphenol oxidase from soybeans and its response to copper and other micronutrients // J. Plant. Nutr., 1987. Vol. 10. № 9–16. P.2089–2094.

INFLUENCE OF MICROELEMENTS ON THE FLAVONOIDS CONTENT IN GERMS OF LUPINUS POLYPHYLLUS LINDL.

N.A. Kuzmichova

Influence of copper, manganese, zinc and iron ions on the flavonoids content in *Lupinus polyphyllus* germs was studied. Optimal concentrations of microelements in the incubation solution for maximal flavonoids content in the germs were determined. They are in limits 10^{-7} – 10^{-8} M for copper, manganese and zinc ions, and 10^{-6} M for iron ions. Flavonoids content in the germs, grown in the condition of optimal concentration of microelements, increase by 65,9 % for copper, by 61,8 % for manganese, by 70,5 % for zinc and by 80,6 % for iron ions. Character of dependence of flavonoids content from concentration of microelements was determined. It is expressed as a rule by bimodal function.

Keywords: *Lupinus polyphyllus*, flavonoids, germs, microelements.

УДК 632.262:631.5

ОСОБЕННОСТИ СОДЕРЖАНИЯ МИКРОНУТРИЕНТОВ В СОРТАХ ЧЕСНОКА ОЗИМОГО (*ALLIUM SATIVUM* L.) ОТЕЧЕСТВЕННОЙ И ЗАРУБЕЖНОЙ СЕЛЕКЦИИ

Т.М. Середин¹, А.В. Константинович², И.Г. Кохтенкова³, Р.И. Омаров¹,
М.М. Марчева¹, В.В. Шумилина⁴, Т.Е. Шевченко¹, С.М. Сирота¹

¹ Федеральный научный центр овощеводства, ВНИИССОК,
Московская область, Россия, e-mail: timofey-seredin@rambler.ru

² Российский государственный аграрный университет – МСХА им.К.А. Тимирязева,
Москва, Россия

³ Белорусская государственная сельскохозяйственная академия, Горки, Беларусь

⁴ Всероссийский институт растениеводства им. Н.И.Вавилова, Санкт-Петербург, Россия

Чеснок по своему химическому составу является чрезвычайно ценным растением. Луковицы его содержат много полисахаридов, около 7 % азотистых веществ и богаты витамином С. Кроме того в чесноке содержатся эфирные масла, обуславливающие характерный вкус и запах чеснока и обладающие бактерицидными свойствами. Количество эфирных масел зависит от времени сбора, сорта и происхождения чеснока. В настоящих исследованиях показано содержание основных макро- и микроэлементов в луковицах и зелёных молодых листьях чеснока озимого. На основании проведенных нами исследований по 23 элементам в экосистеме Московской области установлено, что химические элементы в луковицах чеснока озимого накапливаются в различных концентрациях и в среднем по уровню накопления их можно разместить в следующей последовательности в порядке убывания:

K>Mg>Ca>P>Na>Fe>Si>Zn>Mn>B>Cu>Al>Ni>Cd>Pb>I>As>Cr>Co>Sn>V>Li>Hg.

Ключевые слова: чеснок озимый, микроэlementы, минеральные вещества, сорт, селекция.

Введение

Важнейшая особенность овощных культур, в частности растений рода *Allium sativum* L. обусловлена высокими содержаниями витаминов, антиоксидантов, а также способностью выводить из организма тяжелые металлы и радионуклиды. Успех селекци-

онного процесса зависит от качества исходного материала, основой создания которого является поиск форм с максимальным сочетанием хозяйственно ценных признаков. В последние годы большое внимание уделяется биогенным макро- и микроэлементам, имеющим важное значение для организма человека. Чеснок по сравнению с другими растениями рода *Allium* L. накапливает в своем составе более чем в два раза калия, железа, магния, фосфора, цинка и марганца [1–6].

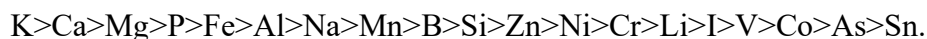
Методы

Коллекционное изучение в соответствии с ОСТом 46 71-78, этап I. Лабораторно-полевые опыты по общепринятой методике, с учётом «Методических указаний по экологическому испытанию овощных культур в открытом грунте» (1987), а также «Методические указания по селекции луковых культур» (1997).

Деляночные опыты в открытом грунте были заложены на участках, подготовленных по обычной для чеснока озимого агротехнике. Площадь учетной делянки: 5 м²; повторность – 4-х кратная. Размещение делянок рендомизированное. Исследования по определению микроэлементов в растениях чеснока озимого проводили в ООО «МИКРОНУТРИЕНТЫ». Методы анализа: масс-спектрометрия с индуктивно связанной плазмой (МС-ИСП), атомно-эмиссионная спектрометрия с индуктивно связанной плазмой (АЭС-ИСП). Аппаратура: Квадрупольный масс-спектрометр Nexion 300 D (Perkin Elmer, США); атомно-эмиссионный спектрометр Optima 2000 DV (Perkin Elmer, США). В разные годы исследований было охарактеризовано 45 коллекционных образцов чеснока озимого различного эколого-географического происхождения (Россия, Украина, Белоруссия, Узбекистан, Латвия, Испания, Италия)

Результаты

В наших исследованиях мы доказали, что ранняя весенняя зелень чеснока содержит в своем составе в три и более раз таких эссенциальных (жизненно необходимых элементов) как: К, Са, Na, Fe, Zn, Mn, Mg, F (рис. 1). На основании проведенных нами исследований по 19 микроэлементам в условиях г. Вязьма (Смоленской области) установлено, что химические элементы могут накапливаться в листьях чеснока озимого в различных концентрациях и в среднем по уровню накопления их можно разместить в следующей последовательности в порядке убывания:



Изученные сорта чеснока озимого, обладая различной способностью накапливать в луковицах те или иные химические элементы, по характеру распределения элементов в ряду накопления различаются не существенно. Элементный ряд условно можно разбить на две части. В первой части характер распределения восьми из 23 элементов (от калия до марганца) одинаков у всех образцов, тогда как по остальным элементам сортовая специфика проявляется в большей степени, что выражается в смене рангов элементного ряда. Следует отметить, что высокотоксичные микроэлементы: свинец, кадмий, ртуть, кобальт, мышьяк занимают в элементных рядах места во второй их части и их положение варьирует в зависимости от сорта, но всегда содержатся в меньшем количестве по сравнению с В, Са, Al и Ni. Для удобства дальнейшего анализа полученных данных химические элементы по количеству накопления, по пищевой ценности и по токсичности были разбиты на отдельные подгруппы. Наибольшей независимостью от происхождения образца обладают макроэлементы (К, Mg, Са, P, Na), занимающие первые ранги по уровню содержания их в овощной продукции чеснока озимого: калия все-

гда в культуре больше, чем магния, а магния больше чем кальция и т. д. Тем не менее, по количественному содержанию отдельных макроэлементов выявлена сортовая специфика. Изучение минерального состава по шести важнейшим макроэлементам (кальций, фосфор, калий, натрий, железо и магний) в семи сортах и двух селекционных образцах чеснока озимого показало, что по накоплению натрия, в отличие от других элементов, достоверных отличий между образцами не отмечено – диапазон варьирования составляет от 19,56 мг/кг до 21,54 мг/кг сырой массы луковицы.

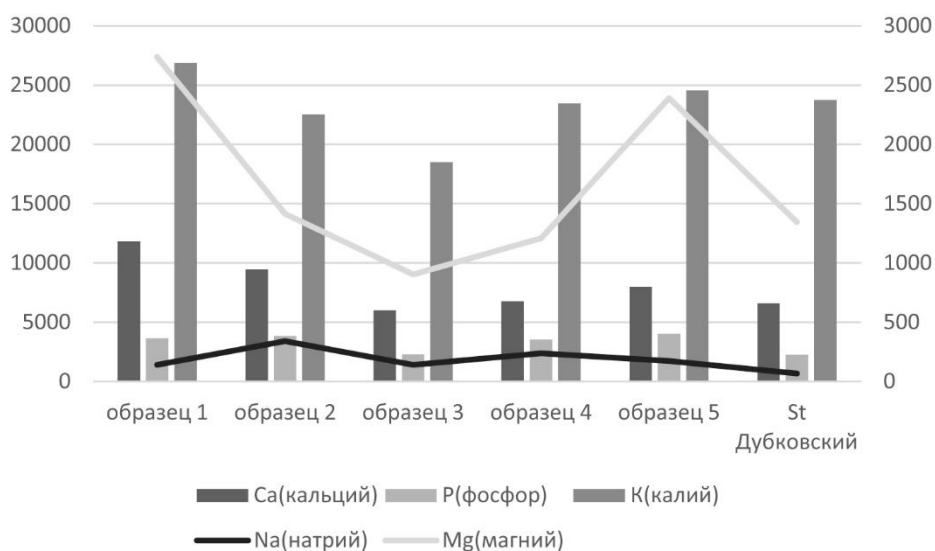


Рисунок 1. Содержание макроэлементов в листьях чеснока озимого

Выявлена сортовая реакция чеснока озимого и по накоплению магния. У сорта Репликант, который является лидером, в луковицах содержится в среднем 280,5 мг/кг магния, что превосходит стандарт на 14 %. Также в группу активных накопителей магния можно отнести сорта Богатырь, Поднебесный, Демидов и Сармат. Минимальное накопление магния отмечено у стандарта Заокский и образца К-780, что на 15 % ниже, чем у сорта Репликант.

Заключение

По макроэлементам активным накопителем кальция является сорт Одинцовский Юбилейный, фосфора – образец 778, калия – Заокский, магния – Репликант, по накоплению натрия достоверных отличий между образцами не выявлено; а по основным микроэлементам: железа – 778, 780 и Одинцовского Юбилейного, по цинку – 780, по марганцу – Репликант, по алюминию – Одинцовский Юбилейный, по кремнию – Заокский и Одинцовский Юбилейный.

Литература

1. Середин Т.М., Агафонов А.Ф., Кривенков Л.В. Межсортовые различия чеснока озимого по содержанию минеральных веществ // Интродукция, сохранение и использование биологического разнообразия культурных растений. Материалы XI международной научно-методической конференции. Махачкала, 2014. С. 159–161.
2. Середин Т.М., Агафонов А.Ф., Герасимова Л.И., Кривенков Л.В. Элементный состав сортов селекции ВНИИССОК // Овощи России, 2015. № 3–4. С. 81–86.

3. Середин Т.М., Кривенков Л.В., Агафонов А.Ф., Герасимова Л.И. Аккумуляция микроэлементов чесноком озимым в условиях Нечерноземья // 19-я Международная Пушкинская школа-конференция молодых учёных. Биология наука XXI века, сборник тезисов. Пушкино, 2015. С. 141.

4. Середин Т.М., Герасимова Л.И., Агафонов А.Ф., Кривенков Л.В. Оценка и выделение исходного материала чеснока озимого по уровню накопления микроэлементов // IX Международная биогеохимическая школа «Биогеохимия техногенеза и современные проблемы геохимической экологии». Барнаул, 2015. С. 112–115.

5. Середин Т.М., Агафонов А.Ф., Герасимова Л.И. Макроэлементный состав чеснока озимого селекции ВНИИССОК // Материалы XI международного симпозиума «Новые и нетрадиционные растения и перспективы их использования». Пушкино, 2015. С. 362–366.

6. Середин Т.М., Кривенков Л.В., Агафонов А.Ф., Герасимова Л.И. Оценка коллекционного материала чеснока озимого для селекции на стабильно низкий уровень накопления свинца // Селекция и семеноводство овощных культур. Сб. науч.тр. Выпуск 46. С. 495–500.

FEATURES OF MICRONUTRIENTS CONTENT IN VARIETIES OF WINTER GARLIC (*ALLIUM SATIVUM* L.) HOME AND FOREIGN SELECTION

T.M. Seredin, A.V. Konstantinovich, I.G. Kohtenkova, R.I. Omarov, M.M. Marcheva, V.V. Schumilina, T.E. Shevchenko, S.M. Sirota

Garlic is an extremely valuable plant in its chemical composition. Its bulbs contain many polysaccharides, about 7 % nitrogen substances and are rich in vitamin C. In addition, garlic contains essential oils that cause a characteristic taste and smell of garlic and have bactericidal properties. The amount of essential oils depends on the collection time, variety and origin of the garlic. The present studies show the content of basic macro- and microelements in the bulbs and green young leaves of winter garlic. Based on our studies on 23 elements in the ecosystem of the Moscow region, it has been found that chemical elements in winter garlic bulbs accumulate in different concentrations and, on average, they can be placed in the following sequence in descending order:

K>Mg>Ca>P>Na>Fe>Si>Zn>Mn>B>Cu>Al>Ni>Cd>Pb>I>As>Cr>Co>Sn>V>Li>Hg.

Keywords: winter garlic, micronutrients, minerals, variety, selection.

УДК 631.8111

СПОСОБНОСТЬ РАСТЕНИЙ К УСВОЕНИЮ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ ИЗ ПОЧВЫ И УДОБРЕНИЙ В УСЛОВИЯХ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

А.В. Синдирева

Тюменский государственный университет, Тюмень, Россия

e-mail: sindireva72@mail.ru

В данной статье представлены результаты по определению ряда нормативных показателей (коэффициенты использования микроэлементов из удобрений (КИУ) и почвы (КИП) на примере ряда микроэлементов: кадмия, никеля, цинка на основе многолетних полевых опытов в условиях южной лесостепи Омской области. Использование растениями микроэлементов из почвы и удобрений зависит от биологических особенностей культуры, потребности в микроэлементах, интенсивностью формирования урожайности культур под влиянием эдафических, климатических и других факторов, а также от доз, способов и технологий применяемых удобрений. По способности использовать Cd, Ni, Zn, Cu из почвы исследуемые культуры можно расположить в следующий ряд: свекла > рапс > морковь. При сравнении КИУ по трем элементам можно сделать следующий вывод, что наибольший процент использования из удобрений

цинка, наименьший – кадмия. Это объясняется физиологической ролью данных микроэлементов и, как следствие, потребностью в них растений.

Ключевые слова: микроэлементы, лугово-черноземная почва, рапс, свекла, морковь.

Введение

Обогащение микроэлементами растениеводческой продукции в необходимых количествах способствует оптимизации элементного состава кормов и устранению их дефицита, который может быть обусловлен природными особенностями их содержания в почве и концентрированием растениями. В то же время, несбалансированное, избыточное поступление элементов в растения вызывает тревогу с позиции экологической безопасности продукции. Поэтому очень важны исследования по прогнозу и нормированию содержания микроэлементов в почве и растениях. Важной физиолого-агрохимической характеристикой является потребность растений в микроэлементах и их способность к усвоению этих веществ. Растения в течение вегетации потребляют определенное количество макро- и микроэлементов, как из внесенных удобрений, так и из почвы, особенно из верхнего 30-сантиметрового слоя, т. к. именно в нем располагается основная масса корней. Процент использования элементов из почвы и удобрений зависит от содержания их подвижных форм в корнеобитаемом слое, а также от природных условий вегетационного периода, возделываемых культур, уровня их урожая, типа почв (механического состава, запасов подвижных форм основных питательных веществ, кислотности и т. д.), количества и вида применяемых удобрений, способов их внесения и других условий [2, 3, 4]. В связи с этим, целью данного исследования было определить нормативные агрохимические и физиологические характеристики для микроэлементов с учетом вида сельскохозяйственных культуры: коэффициенты использования микроэлементов из удобрений и почвы (КИУ, ПЭУ, КИП); потребность растений в микроэлементах для создания единицы основной продукции.

В данной статье представлены результаты по определению данных нормативных показателей на примере ряда микроэлементов: кадмия, никеля, цинка на основе многолетних полевых опытов в условиях южной лесостепи Омской области.

Методы

Объектами исследований являлись: лугово-черноземная почва южной лесостепи Омской области, овощные и кормовые культуры – столовая свекла и морковь, рапс яровой.

Полевые опыты

Полевые опыты на лугово-черноземной почве с овощными и кормовыми культурами заложены по следующей схеме:

Морковь (сорт Витаминная 6), свекла (сорт Бордо 237):

1. P₉₀-фон (морковь), N₄₅ P₉₀-фон (свекла); 2. фон + Cd (7 кг/га); 3. фон + Ni (22 кг/га); 4. фон + Zn (36 кг/га).

С рапсом яровым сорта Золотонивский:

1. N₉₀P₉₀-фон; 2. фон + Cd (7,1 кг/га); 4. фон + Ni (8,4 кг/га); 5. фон+Zn (53,3 кг/га).

Кадмий, никель, цинк в виде сухих ацетатных солей вносили вручную, предварительно смешав с сухой почвой. Азот и фосфор вносили в виде аммиачной селитры и двойного гранулированного суперфосфата до посева. После внесения и заделки в почву тяжелых металлов проводился посев свеклы (20 кг/га), моркови (7кг/га), рапса (20 кг/га).

Дозы (в кг/га) внесения кадмия (3,5; 7,1; 14,3), никеля (3,6; 8,4; 18), цинка (26,2; 53,3; 109), рассчитанные на слой почвы 0–30 см с учетом установленных ПДК и фактического содержания элементов в почве, соответствуют 0,5; 1; 2 ПДК [3].

Закладку опытов с микроудобрениями, все учеты, наблюдения и отбор растительных и почвенных образцов проводили по общепринятым методикам. Учеты и наблюдения проводили по методике Б.А. Доспехова [1].

Результаты

Исследования показали, что использование растениями микроэлементов из почвы и удобрений зависят от биологических особенностей культуры, потребности в микроэлементах, интенсивности формирования урожайности культур под влиянием эдафических, климатических и других факторов, а также от доз, способов и других технологий применяемых удобрений. Необходимо отметить, что за счет дополнительного поступления отдельных микроэлементов в почву меняется химический состав почвы, например, мобильность других микроэлементов может как увеличиваться, так и уменьшаться. Поэтому представляет интерес изучение возможности растений усваивать не только элементы, поступившие в результате антропогенной деятельности, но и другие микроэлементы, определяемые в агроэкологическом мониторинге (таблица 1).

Таблица 1

Процент использования микроэлементов из почвы

Культура	Cd	Ni	Zn	Cu	Pb
Столовая свекла	2,92	1,4	12,9	9,8	1,84
Морковь	0,11	0,12	0,81	0,28	0,06
Рапс яровой	0,99	0,92	5,3	1,0	4,2

Согласно данным таблицы 1, по способности использовать Cd, Ni, Zn, Cu из почвы исследуемые культуры можно расположить в следующий ряд: свекла > рапс > морковь; а по способности использовать свинец: рапс > свекла > морковь.

По литературным данным, основное количество тяжелых металлов поступает в растение не только из естественных запасов почвы, но и в результате дополнительного попадания этих элементов в почву в результате антропогенной деятельности. В связи с этим очень важным является более точное определение коэффициентов использования питательных веществ из удобрений. В агрохимии данный коэффициент принято определять разностным методом по формуле (1):

$$\text{КИУ} = \frac{V_y - V_k}{D}, \quad (1)$$

где D – доза внесенного элемента, кг/га; V_y , V_k – вынос элемента растением соответственно на варианте с его применением и на контроле, кг/га.

В таблице 2 представлены данные о коэффициентах использования кадмия, никеля, цинка из поступивших удобрений в почву.

В нашем эксперименте внесение кадмия, никеля, цинка в дозах соответственно 7, 22, 36 кг/га увеличивало урожайность корнеплодов столовой свеклы и моркови (за исключением урожайности моркови на варианте с применением кадмия). Поэтому более правильный расчет показателя эффективности использования растениями элемента из удобрений (ПЭУ) на вариантах с прибавкой урожайности по сравнению с фоном определяется по формуле (2) [2, 3]:

$$\text{ПЭУ} = \frac{V_y \cdot \Pi \cdot 100}{U \cdot D} \quad (2)$$

где V_y – вынос питательного элемента биомассой растений в варианте с применением удобрений, кг/га;

$У$ – урожай продукции в варианте с применением удобрений, т/га;

$П$ – прибавка урожая основной продукции, т/га;

$Д$ – доза действующего вещества в удобрении, кг/га.

Данные таблицы 2 показывают различные результаты по использованию микро-элементов из удобрений в зависимости от возделываемой культуры и метода расчета показателя. При расчете ПЭУ (формула 2) учитывается влияние удобрений на доступность выноса питательных веществ из почвы.

Таблица 2

Коэффициенты и показатели эффективности использования кадмия, никеля, цинка растениями столовой свеклы и моркови

Элемент	Свекла		Морковь	
	КИУ	ПЭУ	КИУ	ПЭУ
Cd	0,0014	0,0051	0,026	-
Ni	0,053	0,03	0,019	0,02
Zn	0,39	0,13	0,22	0,13

Согласно данным таблицы 2 по возрастанию использования растениями изученные микроэлементы можно расположить в следующий ряд: $Cd < Ni < Zn$ (свекла); $Ni < Cd < Zn$ (морковь).

Таблица 3

Коэффициенты эффективности использования рапсом кадмия, никеля, цинка из удобрений

Вариант	КИУ	ПЭУ
Cd 0,5ПДК	0,019	0,0064
Cd 1ПДК	0,022	0,0048
Cd 2ПДК	0,007	-
Ni 0,5ПДК	0,180	0,087
Ni 1ПДК	0,047	0,024
Ni 2ПДК	0,016	0,002
Zn 0,5ПДК	0,34	0,118
Zn 1ПДК	0,17	0,034
Zn 2ПДК	0,0095	-

Наши исследования с другими культурами показали, что коэффициент использования микроэлементов из микроудобрений зависит не только от вида, но и от дозы применяемого элемента (таблица 3).

В исследованиях, проведенных с рапсом яровым, $КИУ_{Cd}$ увеличивается с возрастанием дозы этого элемента до 1 ПДК (0,022 %), а затем отмечается снижение способности культуры использовать кадмий из удобрений, что связано с проявлением его токсического действия. Показатель эффективности использования кадмия наибольший на вариантах с внесением дозы элемента 0,5 ПДК. Способность использовать никель и цинк из применяемых удобрений снижается с увеличением доз элементов от 0,5 до 2 ПДК (никеля в 7,2, а цинка в 37,8 раз). Аналогичная тенденция установлена и при анализе показателей эффективности никелевых и цинковых удобрений. В целом при сравнении КИУ по трем элементам можно сделать следующий вывод, что наибольший

процент использования из удобрений цинка, наименьший – кадмия. Это объясняется физиологической ролью данных микроэлементов и, как следствие, потребностью в них растений [3].

Заключение

Таким образом, коэффициенты использования растениями микроэлементов из почвы и удобрений зависят от биологических особенностей культуры, потребности в микроэлементах, интенсивностью формирования урожайности культур под влиянием эдафических, климатических и других факторов, а также от доз, способов и технологий применяемых удобрений. В то же время полученные агрохимические нормативные характеристики позволяют оптимизировать эффективность применяемых элементов в системе почва–удобрение–растение.

Выявленные закономерности дают возможность оптимизировать поступление микроэлементов в растения с помощью использования разработанных нормативных параметров, и тем самым управлять процессом формирования величины и качества урожая выращиваемых культур.

Литература

1. Доспехов Б. А. Методика полевого опыта. М.: Агропромиздат, 1985. 351 с.
2. Ермохин Ю. И. Агроэкологическая оценка действия кадмия, никеля, цинка в системе почва–растение–животное // Ю. И. Ермохин, А. В. Синдирева, Н. К. Трубина. Омск: ОмГАУ, 2002. С. 38–41.
3. Ермохин Ю. И. Диагностика питания растений. Омск: ОмГАУ, 1995. 207 с.
4. Синдирева А.В. Критерии и параметры действия микроэлементов в системе «почва–растение–животное»: дис. ... д-ра биол. наук. Омск, 2012. 455 с.

ABILITY OF PLANTS TO ASSIMILATE TRACE ELEMENTS FROM SOIL AND FERTILIZERS IN WESTERN SIBERIA

A.V. Sindereva

The paper presents the results of determining a number of normative indicators (coefficients of use of trace elements from fertilizers and soil) on the example of a number of trace elements: cadmium, Nickel, zinc based on long-term field experiments in the southern forest-steppe of the Omsk region. The use of microelements from soil and fertilizers by plants depends on the biological characteristics of the crop, the need for microelements, the intensity of crop yield formation under the influence of edaphic, climatic and other factors, as well as on the doses, methods and other technologies of fertilizers used. According to the ability to use Cd, Ni, Zn, Cu from the soil, the studied crops can be arranged in the following row: beets > rapeseed > carrots. When comparing kiu for three elements, the following conclusion can be drawn: the highest percentage of use from fertilizers is zinc, the lowest is cadmium. This is due to the physiological role of these microelements and, as a result, the need for them in plants.

Keywords: microelements, meadow-chernozem soil, rapeseed, beet, carrot.

УДК: 550.47; 581.6; 581.5

ПРОБЛЕМА НАКОПЛЕНИЯ ПОЛЛЮТАНТОВ ЗЕЛЕНЫМИ НАСАЖДЕНИЯМИ УРБОГЕОСИСТЕМ

Н.В. Терехина

*Институт наук о Земле СПбГУ, Санкт-Петербург, Россия,
e-mail: n.terehina@spbu.ru*

В работе рассматриваются возможности оценки способности листьев городских растений накапливать тяжелые металлы. На примере собственных и литературных данных показаны особенности содержания Cu, Zn, Pb в/на листьях ряда древесных пород. Предпринята попытка осветить проблему количественной оценки очистительной функции зеленых насаждений.

Ключевые слова: зеленые насаждения, накопление тяжелых металлов, очистительная функция.

Введение

Загрязнение окружающей среды все еще остается актуальной проблемой населенных пунктов. Снижение выбросов промышленных предприятий и автотранспорта связано с улучшением технологий и соблюдением установленных нормативов, что не всегда возможно в условиях современной социально-экономической ситуации. Таким образом, необходимо использовать все возможные подходы для улучшения экологической обстановки, особенно в крупных промышленных городах. Одним из методов оптимизации состояния атмосферного воздуха является грамотная разработка структуры и состава зеленых насаждений, принимающих на себя значительную часть атмосферных загрязнителей. Данная работа посвящена обзору некоторых подходов, касающихся этого вопроса.

Зеленые насаждения выступают преградой на пути газообразных и пылевидных загрязнителей, часть которых попадают в листья, вступают в метаболические процессы, происходящие там, транспортируются внутри организма или накапливаются в определенных тканях. Другая часть осаждается на поверхности листьев, где может войти в состав воскового покрытия, а может остаться непосредственно на поверхности листа и в дальнейшем подвергаться процессам смыва при выпадении атмосферных осадков. Судьба этих загрязнителей зависит не только от свойств их самих, но и от целого ряда различных факторов. В первую очередь – от характера листовой пластинки: степени опушения, шероховатости, жилковатости, наличия воскового покрова или каких-либо выделений. Влияние оказывает так же структура крон деревьев и кустарников, их высота и ориентация относительно преобладающих ветров. Большое значение играют и экологические факторы произрастания растений: положение в рельефе (как естественном, так и искусственном), почвенные условия, климатические условия, степень рекреационной нагрузки, наличие насекомых-вредителей.

Исследования загрязнения зеленых насаждений проводились и проводятся учеными разных стран [2, 7–9, 19–21, 23, 25, 28, 30]. При этом используют несколько подходов. Одни исследования направлены на определение количества твердых частиц, осаждающихся на поверхности листьев. Для этого листья промывают дистиллированной водой, которая впоследствии пропускается через фильтры разного размера, и определяется масса частиц, осаждаемых на фильтрах [16]. Другой подход включает дополнительное промывание листьев хлороформом, который растворяет восковое покрытие листьев, и позволяет узнать – какая часть загрязнителей накапливается в этом покрытии

[23]. Третий подход предусматривает получение не только количественных, но и качественных данных по загрязнению. Для этого как мытые, так и не мытые листья подвергаются химическому анализу. Разница между результатами показывает – какая часть загрязнителей была на поверхности листьев [13, 15, 17]. В некоторых случаях исследователи ограничиваются анализом промытых листьев [14, 18, 22], но в этом случае недостаточно информации для понимания процессов осаждения загрязнителей на листовую поверхность. Большая же часть исследований [4, 5, 26, 27, 31] включает химический анализ невымытых листьев, что, в принципе, достаточно для выявления количества химических элементов, выносимых с опадом.

Методы

Наши исследования проводились в Центральном районе Санкт-Петербурга в августе 2006 г. Пробы листьев *Tilia cordata* (10 проб) отбирались в разных типах насаждений в период, перед которым длительное время не было дождей. В качестве регионального фона были взяты листья *Tilia cordata* в трех небольших населенных пунктах Ленинградской области. Отбирались листья без черешков, на высоте 1–2 м от поверхности почвы по периметру крон с 3–5 соседних деревьев. Пробы делили на 2 части, одна промывалась в проточной водопроводной воде в течение 10 с. Затем пробы укладывались в бумажные пакеты с этикетками и высушивались до воздушно сухого состояния. Дальнейшая первичная подготовка проб растительных образцов проводилась согласно общепринятым методикам [11]. Озоление растительных проб проводилось сухим методом в муфельной печи при температуре 400–450 °С. Определение химического состава золы растений осуществлялось атомно-эмиссионным методом с индуктивно-связанной плазмой (ICP AES). Полученные данные были обработаны с использованием пакета программ Statistica.

В данной работе проводится сравнение авторских [29] и литературных данных (Польша – [17, 18]; Китай – [20]) по накоплению тяжелых металлов листьями наиболее распространенных в насаждениях древесных пород.

Результаты

Как видно на рис. 1, результаты исследований, проведенных в разных городах, сопоставимы между собой, хотя в образцах, отобранных в Хушлеве и Люблине (Польша), свинца значительно меньше, что может быть связано как с меньшей техногенной нагрузкой, так и с особенностями использованной аналитической техники. Самая высокая концентрация, как в загрязненных, так и в относительно чистых местообитаниях, отмечена для цинка, но если посмотреть его нахождение, то видно (рис. 2), что в фоновых местообитаниях большая его часть входит в состав листьев, тогда как в городе его значительная часть оказывается на поверхности листьев. То же самое можно сказать о меди. Кроме того, обращает на себя внимание *Tilia tomentosa*, у которой большая часть элементов содержится в поверхностных наносах, что связано с опущением листьев, задерживающем значительную часть пылевидных частиц. Высокие показатели количества загрязнителей на поверхности листьев у *Tilia cordata* в Санкт-Петербурге объясняется как высоким уровнем загрязнения атмосферного воздуха, так и тем воздействием, которое оказывает тля, оставляющая липкие выделения на поверхности листьев, что приводит к налипанию поллютантов. Из представленных элементов свинец отличается тем, что его значительная часть во всех пробах содержится в поверхностных отложениях, что подтверждает его малое участие в биологическом круговороте. Это значит, что данный элемент более мобилен в урбогеосистемах: он может быть смыт

с листьев сильными дождями, может поступить в почву или войдет в состав наземной пыли, повышая, таким образом, свое негативное влияние на здоровье населения.

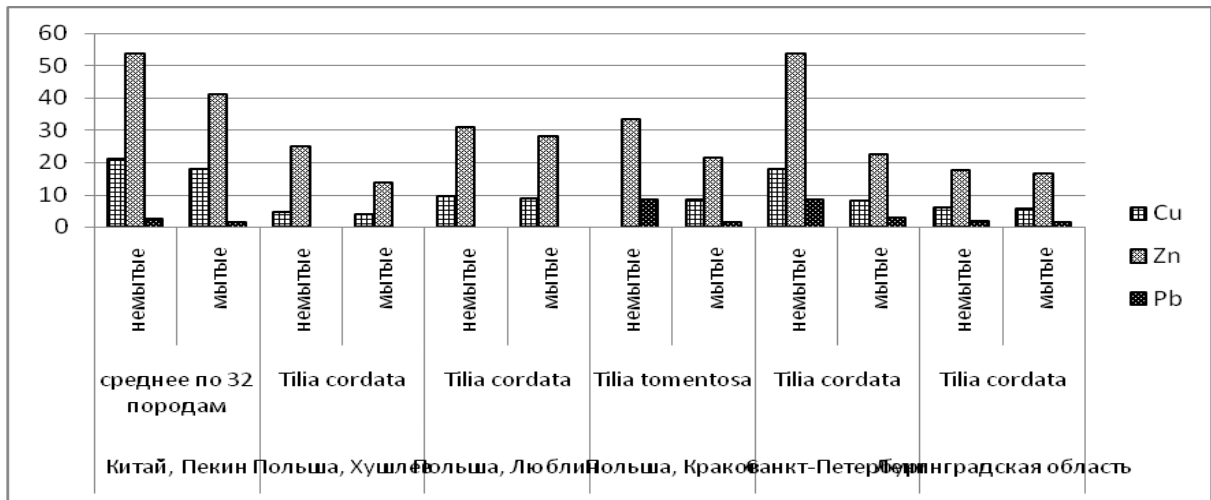


Рис. 1. Содержание Cu, Zn, Pb (мг/кг с.в.) в листьях древесных пород Пекина [20], Хушлева и Люблина [17], Кракова [18], Санкт-Петербурга и Ленинградской области [29]

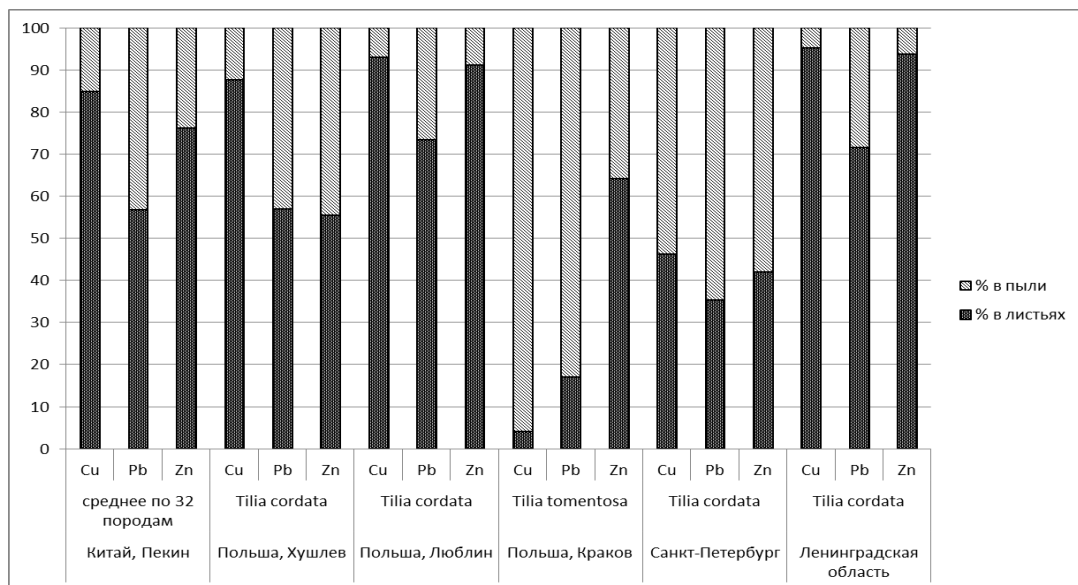


Рис. 2. Процентное соотношение химических элементов, входящих в состав листьев и осажденных на их поверхности (источники см. рис. 1)

Для вычисления количества конкретного элемента, приходящегося на единицу площади листьев, содержание этого химического элемента умножают на массу 1 кв. м немытых листьев, и делят на массу пыли, приходящейся на 1 кв.м листьев. Так, в Пекине для *Koelreuteria paniculata* и *Ulmus pumila* среднее количество осажденной на листьях пыли составило 23,0 г/кв.м и 22,4 г/кв.м соответственно; наименьшее значение 0,51 г/кв.м отмечено для *Amygdalus persica*, среднее значение для 32 видов – 7,5 г/кв.м [20]. Для Ижевска пылеулавливающие показатели у *Betula pendula* выше, чем у *Acer negundo* (3,76 и 5,56 г/кв.м соответственно) [3]. Для Самары высокие пылеулавливающие показатели у *Betula pendula* и *Ulmus pumila* (11,2 и 11,98 г/кв. м соответственно) [2]. Зная эти

показатели и количественные характеристики химического состава мытых и немых листьев можно вычислить количества тех или иных элементов, входящих в состав пыли, осаждаемой на листьях, и в состав самих листьев каждого дерева. Для этого площадь фотосинтетической поверхности дерева вычисляют исходя из площади выборки листьев, массы этой выборки и массы всех листьев [1]. Средние показатели фитомассы листьев можно получить, воспользовавшись специальными таблицами [12]. Проблема заключается в том, что городские растения представлены самыми разными видами и сортами деревьев и кустарников, для которых не существует таксационных таблиц с указанием массы листьев, приходящихся на растения определенного возраста. На сегодняшний день в литературе присутствует не много данных об общей площади листьев конкретных видов городских деревьев [6]. На продуктивность растений влияют климатические и экологические условия их местообитания. К тому же, деревья и кустарники в зеленых насаждениях часто подвергаются кронированию или стрижке, что существенным образом влияет на биомассу и площадь листьев. Предложения о неструктивных способах измерения массы и площади листьев деревьев приведены в работе В.А. Усольцева [12], но это очень трудоемкие подходы, и они не решают вопросы индивидуальных особенностей городских растений. Таким образом, на сегодняшний день возможен лишь приблизительный подсчет количества химических элементов, поступающих на/в листья и выносимых из урбогеосистем с опадом. Имеющаяся в литературе информация о пыле- и газоустойчивых древесных породах помогает подбирать ассортимент для зеленых насаждений разного функционального значения, но не позволяют дать количественные характеристики их потенциальной очистительной деятельности. Возможно, современные технологии, например, моделирование крон на мультиплатформе LiDAR [32], позволят решить проблему подсчета площади листовой поверхности отдельных деревьев.

Заключение

Зеленые насаждения выступают фильтрами на пути атмосферных загрязнителей, а видовая специфика этой деятельности позволяет подобрать соответствующий ассортимент для конкретных условий местообитания. В зависимости от качественных и количественных характеристик загрязнения можно планировать структуру и состав насаждений для оптимизации экологических условий. Накопительные способности растений довольно хорошо изучены, а вопрос оценки объемов веществ, которые растения принимают на себя остается открытым. Остается надежда, что современные технологии в ближайшее время позволят ответить на этот вопрос.

Литература

1. Анисочкин Г.В. Методика оценки фотосинтезирующей поверхности кроны деревьев // Лесной вестник. 2016. № 1. С. 172–174.
2. Брагина О.М., Власова Н.В., Кавеленова Л.М., Манжос М.В., Хабибулина Л.Р., Моисеева Т.В. Об особенностях участия древесных растений в формировании комплекса аэрозольных загрязнителей воздуха урбосреды // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. Биологические науки. 2015. 17(5–2). С. 563–569.
3. Бухарина И.Л., Двоеглазова А.А. Биоэкологические особенности травянистых и древесных растений в городских насаждениях. Ижевск, 2010. 184 с.
4. Ведерников К.Е., Бухарина И.Л., Шумилова М.А. Динамика содержания тяжелых металлов в ассимиляционном аппарате древесных растений в условиях техногенной среды // Химическая физика и мезоскопия. 2009. Том 11. № 4. С. 483–489.
5. Власов Д.В., Касимов Н.С. Геохимические аномалии металлов и металлоидов в компонентах ландшафтов в восточной части Москвы: парагенезисы элементов и типология // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5. География, 2016. № 3. С. 50–57.

6. Игнатова М.В., Аткина Л.И. Масса и площадь листьев у яблони ягодной, боярышника кроваво-красного, клена ясенелистного и рябины обыкновенной в уличных посадках Екатеринбург // Лесной вестник, 2007. № 8. С. 22–26.
7. Илькун Г.М. Газоустойчивость растений. Киев: Наукова думка, 1971. 146 с.
8. Илькун Г.М. Загрязнение атмосферы и растения. Киев: Наукова думка, 1978. 247 с.
9. Кулагин Ю.З. Древесные растения и промышленная среда. М.: Наука, 1974. 124 с.
10. Любимов В. Б., Ларионов М. В., Смирнова Е. Б., Бурдин М. В. Накопление тяжелых металлов в почвах и растениях вдоль железнодорожных путей в условиях городского и сельского ландшафта // Вестник БГУ, 2011. № 4. С. 195–198.
11. Методические указания по геологической съемке масштаба 1: 50 000. Вып. 11. Биогеохимические и геоботанические исследования. Отв. исп. Н.Н. Васильева. Л. 1972. 280 с.
12. Усольцев В.А. Биологическая продуктивность лесов Северной Евразии: методы, база данных и ее приложения. Екатеринбург. 2007. 636 с.
13. Alfani A., Maisto G., Iovieno P., Rutigliano F.A., Bartoli G. Leaf contamination by atmospheric pollutants as assessed by elemental analysis of leaf tissue, leaf surface deposit and soil. *Journal of Plant Physiology*, 1996. 148. 1–2. P. 243–248.
14. Aničić Urošević M., Spasić T., Tomašević M., Rajšić S., Tasića M. Trace elements accumulation and temporal trends in leaves of urban deciduous trees (*Aesculus hippocastanum* and *Tilia* spp.) // *Ecological Indicators*, 2011. 11. P. 824–830.
15. Caselles J. Levels of lead and other metals in citrus alongside a motor road // *Water, Air, and Soil Pollution*. 1998. 105. P. 593–602.
16. Chen L., Liu Ch., Zou R., Yang M., Zhang Z. Experimental examination of effectiveness of vegetation as bio-filter of particulate matters in the urban environment // *Environmental Pollution* 2016. 208. P. 198–208.
17. Chwil S., Kozłowska-Strawska J., Tkaczyk P., Chwil P., Matraszek R. Assessment of air pollutants in an urban agglomeration in Poland made by the biomonitoring of trees. *Journal of Elementology*. 2015. 20(4). P. 813–826.
18. Czaja M., Kołton A., Baran A., Muras P. Influence of urban transport on heavy metals accumulation in the leaves of lime trees in Cracow. *Logistyka*, 2014. 4, P. 4193–4197.
19. Kardel F., Wuyts K., De Wael K., Samson R. Biomonitoring of atmospheric particulate pollution via chemical composition and magnetic properties of roadside tree leaves // *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* Sep.2018. 25(26). P. 25994–26004.
20. Liu Y., Yang Zh., Zhu M., Yin J. Role of Plant Leaves in Removing Airborne Dust and Associated Metals on Beijing Roadsides // *Aerosol and Air Quality Research*. 2017. 17 P. 2566–2584.
21. Nowak D.J., Crane D.E., Stevens J.C. (2006) Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States // *Urban Forestry & Urban Greening*. 4. P. 115–123.
22. Piczak K., Leśniewicz A., Zyrnicki W. Metal concentrations in deciduous tree leaves from urban areas in Poland // *Environmental Monitoring and Assessment*, 2003. 86. P. 273–287.
23. Popek R., Gawrónska H., Wrochna M., Gawrónski S.W., Sæbø A. Particulate matter on foliage of 13 woody species: deposition on surfaces and phytostabilisation in waxes – A 3–Year study // *Int. J. Phytoremediation*, 2013. 15. P. 245–256.
24. Popek R.; Łukowski A.; Bates C.; Oleksyn J. Particulate matter, heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons accumulation on the leaves of *Tilia cordata* Mill. in five Polish cities with different level of air pollution. *Int. J. Phytoremediation*. 2017. 19. P.1134–1141.
25. Sæbø A., Popek R., Nawrot B., M. Hanslin H., Gawronska H., Gawronski S.W. Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces // *Science of The Total Environment*, 2012. Vol. 427–428. 15 June 2012. P. 347–354.
26. Serbula S.M., Kalinovic T.S., Ilic A.A., Kalinovic J.V., Steharnik M.M. Assessment of Airborne Heavy Metal Pollution Using *Pinus* spp. and *Tilia* spp. // *Aerosol and Air Quality Research*, 2013. 13 P. 563–573.
27. Sevik H., Ozel H.B., Cetin M., Özel H.U., Erdem T. Determination of changes in heavy metal accumulation depending on plant species, plant organism, and traffic density in some landscape plants // *Air Quality, Atmosphere & Health*. 2019. 12 P. 189–195.

28. Solgi Eisa, Marziyeh Keramaty, Mousa Solgi Biomonitoring of airborne Cu, Pb, and Zn in an urban area employing a broad leaved and a conifer tree species // Journal of Geochemical Exploration, 2020. Vol. 208, January, 106400.

29. Terekhina N., Ufimtseva M. Leaves of trees and shrubs as bioindicators of air pollution by particulate matter in Saint Petersburg // Geography, Environment, Sustainability, 2020. Vol. 13. № 1. P. 224–232.

30. Tomašević M., Vukmirović Z., Rajšić S., Tasić, M., Stevanović, B. Characterization of trace metal particles deposited on some deciduous tree leaves in an urban area // Chemosphere, 2005. 61. P. 753–760.

31. Turkyilmaz A., Sevik H., Cetin M., Saleh E.A.A. Changes in Heavy Metal Accumulation Depending on Traffic Density in Some Landscape Plants // Pol. J. Environ. Stud. 2018. Vol. 27, No. 5. P. 2277–2284.

32. Yun T., Cao L., An F., Chen B., Xue L., Lid W., Pincebourde S., Smith M.J., Eichhorn M.P. Simulation of multi-platform LiDAR for assessing total leaf area in tree crowns // Agricultural and Forest Meteorology. 2019. Volumes 276–277. 15 October. 107610.

THE PROBLEM OF POLLUTANTS ACCUMULATION BY GREEN PLANTS OF URBOGEOSYSTEMS

N.V. Terekhina

The paper considers the possibility of assessing of urban plants leaves to accumulate heavy metals. Using the data of our own and published investigations, we show the features of the content of Cu, Zn, Pb in / on the leaves of a number of tree species. An attempt was made to elucidate the problem of quantitative assessment of the cleaning function of green spaces.

Keywords: green spaces, accumulation of heavy metals, cleaning function.

УДК 631.41

СРАВНЕНИЕ СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В РАСТЕНИЯХ ТРОСТНИКА ЮЖНОГО (*PHRAGMITES AUSTRALIS* SAV.) РАЗЛИЧНЫХ ИМПАКТНЫХ ЗОН РОСТОВСКОЙ ОБЛАСТИ

В.А. Чаплыгин, С.С. Манджиева, Ю.А. Литвинов,
Ю.А. Федоров, Т.М. Минкина, И.В. Замулина

Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону, Россия

e-mail: chaplygin@srfedu.ru

Ростовская область входит в число ведущих аграрных и промышленных регионов России, что делает актуальными исследования техногенного загрязнения окружающей среды в данном регионе. Исследование содержания и распределения таких элементов как Mn, Zn, Cu, Cr, Pb, Ni и Cd в растениях тростника южного (*Phragmites australis* Sav.) проводилось в двух импактных зонах Ростовской области, характеризующихся различными уровнями и источниками техногенного загрязнения. Зона воздействия Новочеркасской ГРЭС характеризуется преимущественно атмосферным загрязнением выбросами предприятия, в то время как зона озера Атаманское – поступлением поллютантов из почвы. Установлено загрязнение растений тростника Zn и Cd в импактной зоне озера. Отмечается наличие у загрязненных растений признаков токсикации, служащих индикаторами высокого уровня техногенной нагрузки.

Ключевые слова: антропогенная нагрузка, травянистые растения, атмосферные выбросы, гидрогенное загрязнение.

Введение

В настоящее время деятельность промышленных предприятий является основным источником техногенного загрязнения природных сред. Наиболее распространенными веществами, содержащимися в промышленных выбросах, являются тяжёлые металлы (ТМ). Атмосферные выбросы металлургических заводов и электростанций, за счёт распространения содержащихся в них высоких концентраций ТМ на значительные расстояния, создают обширные зоны, подверженные антропогенной нагрузке [20]. Фолиарный путь поступления ТМ в растения может играть существенную роль в условиях антропогенного загрязнения атмосферы [4, 5, 19, 21, 22]. Активное использование современной промышленностью естественных водоемов в качестве отстойников и шламонакопителей, в свою очередь, ведет к образованию более локальных зон, однако с экстремально высоким уровнем, гидрогенного загрязнения.

Для растений высокий уровень загрязнения среды обитания является стрессовым фактором, вызывающим интегральный неспецифический ответ, направленный на выживание биосистем за счет формирования защитных механизмов [9, 16, 23–26]. Растения, обитающие в условиях длительного воздействия химического загрязнения, не имея возможности «уйти» от влияния стрессора, фактически вынуждены приспосабливаться к нему, мобилизуя свои внутренние защитные ресурсы. Состав и уровень содержания ТМ в растениях зависит от их биологических (видовых) особенностей, а также от комплекса внешних природных и антропогенных факторов [3, 8]. Исследование аккумуляции ТМ растениями является одним из самых важных и, в то же время, самых сложных аспектов экологического мониторинга.

Благодаря физиологическим и анатомическим особенностям, аккумулирующая способность растений-макрофитов обусловлена механизмом детоксикации тяжелых металлов (ТМ), которая определяется преимущественным связыванием металлов клеточными стенками корней [13]. Многочисленными исследованиями [11, 14, 15, 17] показана высокая эффективность использования группировок тростника южного (*Phragmites australis* Cav.) для целей фиторемедиации высокозагрязненных прудов-отстойников и шламонакопителей, очистки систем сточных вод, устьев рек, рыбохозяйственных прудов и т. д. Однако исследований, посвященных изучению аккумуляции ТМ в растениях тростника при умеренном уровне техногенной нагрузки в литературе практически нет.

Промышленные предприятия нередко тесно соседствуют с сельскохозяйственными угодьями, что создает риски для здоровья жителей региона. Именно в таких условиях изучение поступления и накопления ТМ в растениях имеет наибольшую важность, давая возможность прогнозировать последствия техногенного загрязнения окружающей среды. В импактных территориях Ростовской области вокруг озера Атаманское и Новочеркасской ГРЭС (НчГРЭС) на берегах водоемов широко распространены монодоминантные группировки тростника южного (*Phragmites australis* Cav.). Данное растение из семейства Мятликовые (*Poaceae*) является космополитом, встречающимся практически в любых климатических условиях страны, что делает его хорошим индикатором воздействия различных уровней и типов техногенного загрязнения на растительный покров.

Целью работы являлось изучение содержания ТМ в почвах и растениях тростника южного импактных зон озера Атаманское и Новочеркасской ГРЭС.

Методы

Озеро Атаманское представляет собой подковообразное понижение с кочковатой поверхностью и является высохшей старицей. Озеро находится в пойме реки Северский Донец – главного притока Дона и с начала 50-х годов используется в качестве резервуа-

ра для сброса промстоков завода «Химволокно». Сброс промстоков в этот водоем продолжался до середины 90-х годов, и в результате природная экосистема была уничтожена, превратив озеро в шламонакопитель. В настоящее время оз. Атаманское уже не используется в качестве резервуара для сброса промстоков, но является вторичным источником загрязнения окружающей среды.

На территории озера Атаманское было выбрано 2 участка мониторинга на расстоянии 0,1 (№ 2а) и 0,8 (№ 1а) км от места сброса промстоков, имеющих различные уровни загрязнения ТМ. Почвенный покров площадок представлен технозомами.

ОАО «ОГК-2» «Новочеркасская» ГРЭС является крупнейшим в Ростовской области предприятием, загрязняющим окружающую среду ТМ. На долю этого предприятия приходится 1 % всех выбросов поллютантов в атмосферу в РФ, в Ростовской области – свыше 50 %, в Новочеркасске – порядка 90 % [10]. Негативные последствия выбросов НчГРЭС, производимых предприятием на протяжении почти 40 лет работы и ведущих к накоплению ТМ в почве и растениях, могут отчетливо проявиться со временем.

На территории импактной зоны НчГРЭС в понижениях по берегам водоемов также были заложены 2 площадки мониторинга на расстоянии 1 и 5 км от предприятия [12]. В соответствии с розой ветров было установлено преобладающее северо-западное направление, на котором отбирались образцы почв и растений мониторинговой площадки № 1н. Площадка № 2н расположена в 1 км на юго-восток от предприятия. Почвенный покров данных участков мониторинга, представлен лугово-черноземной почвой поймы р. Тузлов. Отбор образцов растений *Phragmites australis* в обеих импактных зонах проводился во второй декаде июня в фазу массового цветения. В образцах растений и почв определялись такие ТМ, как Mn, Zn, Cu, Cr, Pb, Ni и Cd, присутствующие в выбросах НчГРЭС [10] и илах озера Атаманское [18].

Общее содержание ТМ в почвах определено рентген-флюоресцентным методом. Подвижные соединения элемента переведены в раствор параллельными экстракциями с использованием 1 н. аммонийно-ацетатный буфер (NH₄Ac) pH 4.8 (соотношение почва : раствор = 1 : 5, время экстракции – 18 ч), способного переводить в раствор обменные формы металлов, характеризующие их актуальную подвижность [7].

Минерализацию проб проводили методом сухого озоления согласно ГОСТ 26929-94. Экстракция ТМ из золы осуществлялась растворением в 20 %-ном растворе HCl с последующим определением методом ААС [6]. Оценка уровня загрязнения растений ТМ проводилась путем сопоставления содержания ТМ в исследуемой растительности с максимально-допустимыми уровнями (МДУ) химических элементов в кормах для сельскохозяйственных животных и кормовых добавках, а также ПДК для лекарственного растительного сырья.

Оценка загрязнения ТМ надземной массы тростника южного проводилась путем сравнения концентрации элементов в растениях с максимально допустимым уровнем (МДУ) содержания металлов в кормах сельскохозяйственных животных [1]. Для оценки загрязнения почв ТМ по валовому содержанию и подвижным формам использовали руководящий документ ГН 2.1.7.2041 [2].

Результаты

Технозоны импактной зоны озера Атаманское характеризуются экстремально высоким уровнем загрязнения ТМ, главным образом, Zn. Валовое содержание элементов в почвах площадок мониторинга данной территории превышает ПДК для Zn в 406–661 раз, для Cu в 5,2–6,8 раза, для Cr в 1,6–2,7 раза, для Pb в 7,0–71,9 раза, для Ni в 1,7–1,8 раза и для Cd в 8,5–32,0 раза (табл. 1). Превышение ПДК для подвижных форм элементов достигают 593 раз по Zn, 2,1 по Cu, 1,5 по Cr, 81,8 по Pb, 1,8 по Ni и 21,6 раза по

Cd. Наибольшее полиэлементное загрязнение отмечается на площадке № 2а, расположенной в 100 м от места сброса промышленных стоков комбината «Химволокно».

Таблица 1

Валовое содержание и подвижные формы ТМ в почвах (слой 0–20 см) импактных зон озера Атаманское и НчГРЭС, мг/кг

№ площадки	Mn	Zn	Cu	Cr	Pb	Ni	Cd
Валовое содержание							
Импактная зона озера Атаманское							
1а	341 ± 29	40597 ± 3895	286 ± 31	241 ± 25	2301 ± 274	145 ± 13	16.0 ± 2,10
2а	1167 ± 105	66075 ± 7095	375 ± 41	142 ± 12	223 ± 25	152 ± 15	4.2 ± 0.20
Импактная зона НчГРЭС							
1н	747 ± 63	116 ± 14	59 ± 7	125 ± 14	43 ± 5	57 ± 6	0,60 ± 0,07
2н	752 ± 67	124 ± 17	44 ± 5	104 ± 10	28 ± 3	53 ± 6	0,20 ± 0,01
ПДК	1500	100	55	90	32	85	0.50
Подвижные формы							
Импактная зона озера Атаманское							
1а	129 ± 15	9858 ± 1135	0.08 ± 0.0	9.1 ± 1.0	7.5 ± 0.9	7.1 ± 0.8	0.01 ± 0.0
2а	16 ± 2	13632 ± 1497	6.62 ± 0.9	9.6 ± 1.0	490.9 ± 69.6	7.2 ± 0.9	1.08 ± 0.1
Импактная зона НчГРЭС							
1н	24 ± 2	14 ± 2	3 ± 0	3 ± 1	3 ± 1	2 ± 0	0,02 ± 0.0
2н	41 ± 5	1 ± 0	1 ± 0	1 ± 0	2 ± 0	1 ± 0	0,03 ± 0.0
ПДК	700.0	23.0	3.0	6.0	6.0	4.0	0.05

Примечание: жирным шрифтом выделено превышение над ПДК

Уровень содержания элементов в почвах площадок мониторинга импактной зоны НчГРЭС значительно ниже, чем в техногенных почвах озера Атаманское. Так, на самой загрязненной площадке мониторинга № 1н, валовое содержание Zn превышает ПДК всего в 2,5 раза, Cr – в 1,4 раза, Pb – в 1,3 раза, а Cd – в 1,2 раза (табл. 1). Превышений ПДК для подвижных форм изучаемых ТМ не установлено.

Для растений тростника южного импактной зоны озера Атаманское отмечается полиэлементное загрязнение ТМ. На площадке № 1а, удаленной от места сброса стоков комбината на 800 м, наблюдается превышение МДУ для Zn в 1,7 раза, а также для Cr в 4,8 раза (табл. 2). По мере приближения к источнику загрязнения, содержание Zn и Cr в надземной части тростника возрастает до 9,8 и 8 МДУ соответственно. Также, на площадке № 2а отмечается загрязнение растений Pb (2,2 МДУ) и Cd (4,7 МДУ). Преимущественная аккумуляция Mn, Zn и Ni в данной импактной зоне идет в корневой системе тростника вне зависимости от уровня техногенной нагрузки. Для Cu, Cr, Pb и Cd установлено преимущественное накопление в надземной части растений на площадке № 2а (табл. 2). Это указывает на снижение защитных функций растения по мере роста концентрации поллютантов в почве. При этом следует отметить, что брать во внимание необходимо не только содержание отдельного поллютанта, рост концентрации которого наблюдается, но учитывать весь спектр загрязняющих элементов. Так, например, содержание подвижных форм Ni и Cr в почве площадок № 1а и № 2а остается примерно на одном уровне, однако их аккумуляция в тростнике заметно различается, что может быть связано с влиянием других присутствующих в почве поллютантов.

Таблица 2

Содержание ТМ в растениях тростника южного импактных зон озера Атаманское и НчГРЭС, мг/кг

№ площадки	Часть растения	Mn	Zn	Cu	Cr	Pb	Ni	Cd
Импактная зона озера Атаманское								
1а	Стебли	22.2 ± 2.0	85.0 ± 10.7	1.3 ± 0.2	2.4 ± 0.5	2.3 ± 0.3	0.6 ± 0.03	0.14 ± 0.01
	Корни	21.0 ± 2.5	95.7 ± 13.6	3.4 ± 0.5	1.9 ± 0.3	6.1 ± 0.8	1.1 ± 0.1	0.15 ± 0.02
2а	Стебли	47.3 ± 0.3	493.9 ± 67.1	2.0 ± 0.2	4.0 ± 0.5	11.2 ± 2	1.4 ± 0.1	1.40 ± 0.1
	Корни	51.6 ± 0.7	893.1 ± 103.6	1.0 ± 0.1	2.5 ± 0.3	4.5 ± 0.7	2.5 ± 0.3	0.30 ± 0.01
Импактная зона НчГРЭС								
1н	Стебли	9.3 ± 1.2	17.0 ± 1.5	3.8 ± 0.4	3.9 ± 0.5	5.8 ± 0.7	3.4 ± 0.3	0.10 ± 0.01
	Корни	15.0 ± 2.0	22.0 ± 2.6	3.3 ± 0.3	2.3 ± 0.1	3.0 ± 0.4	21.0 ± 2.4	0.23 ± 0.03
2н	Стебли	20.6 ± 2.2	11.3 ± 1.0	1.8 ± 0.2	3.0 ± 0.2	1.3 ± 0.2	2.9 ± 0.3	0.04 ± 0.01
	Корни	8.1 ± 0.9	7.1 ± 0.6	4.2 ± 0.6	4.9 ± 0.7	6.8 ± 0.9	3.6 ± 0.3	0.05 ± 0.01
МДУ		-	50.0	30.0	0.5	5.0	5.0	0.3

Разные уровни техногенной нагрузки на территорию зоны озера Атаманское оказывают значительное влияние на состояние растительного покрова площадок мониторинга. Высота травостоя на площадке № 1а составляет 230–270 см, при проективном покрытии 70 %. В то же время, с ростом уровня загрязнения почвы, на площадке № 2а, высота растений тростника сокращается до 130 см, а площадь проективного покрытия до 35 %. На данной площадке мониторинга наблюдается не только заметное уменьшение высоты растений тростника, но также гниение верхних побегов, являющееся показателем токсикации растений.

В импактной зоне НчГРЭС отмечается превышение МДУ для Cr в 6,0–7,8 раза на всех площадках мониторинга и для Pb в 1,2 раза на площадке № 1н (табл. 2). Площадка № 1н является наиболее загрязненной ТМ, поскольку располагается на линии преобладающего направления ветров в данном районе и подвержена воздействию атмосферных выбросов НчГРЭС. Уровень загрязнения растений на данной территории значительно ниже, чем в импактной зоне озера Атаманское. Аккумуляция Ni и Cd идет преимущественно в корнях тростника на всех площадках мониторинга. На площадке № 1н отмечается преобладающее накопление Cu, Cr и Pb в надземной части, на площадке № 2н преобладает аккумуляция в стеблях Mn и Zn. На обеих площадках данной импактной зоны высота растений тростника составляет 220–250 см при проективном покрытии 80 %. Признаков токсикации или угнетения роста растений не наблюдается.

Заключение

Таким образом, сравнение импактных зон НчГРЭС и озера Атаманское выявило значительные различия в уровнях загрязнения почв и растений данных территорий. Территория озера Атаманское характеризуется экстремально высокими уровнями со-

держания Zn и Pb, а также высокими уровнями загрязнения Cu, Cr, Ni и Cd, в то время как в зоне влияния НЧГРЭС наблюдается сравнительно небольшое превышение ПДК для изучаемых элементов в почве. Растения тростника южного в импактной зоне озера Атаманское загрязнены Zn, Cr, Pb и Cd, в зоне НЧГРЭС – Cr и Pb. Характер распределения элементов между надземной частью и корневой системой тростника варьирует в зависимости от уровня техногенной нагрузки. Экстремально высокий уровень загрязнения ТМ не вызывает полного угнетения растений тростника южного, однако оказывает заметное воздействие на высоту травостоя и площадь проективного покрытия растений импактной зоны озера, а также вызывает визуальные признаки токсикации в виде гниющих побегов. В условиях умеренной техногенной нагрузки, визуальных признаков загрязнения тростника южного не наблюдается. Исходя из полученных результатов, можно заключить, что тростник южный приспособлен к произрастанию на территориях с широким диапазоном уровней загрязнения. Данное растение возможно применять в качестве растения-индикатора экстремально высокого содержания ТМ в почве, а также потенциального фиторемедиатора загрязненных почв.

Исследования выполнены при финансовой поддержке РФФИ, проект № 19-05-50097 и гранта Президента, № МК-2818.2019.5

Литература

1. Временные максимально допустимые уровни (МДУ) некоторых химических элементов госсипола в кормах сельскохозяйственных животных. Утвержден Главным Управлением Ветеринарии министерства сельского хозяйства РФ, 1991.
2. ГН 2.1.7.2041-06 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве, утвержденные Главным государственным санитарным врачом Российской Федерации 19 января 2006 года.
3. Добровольский В.В. Основы биогеохимии. М. Издат. дом «Академия». 2003. 400 с.
4. Ермаков И., Максимов Н., Евменева А., Брейгина М. 2018. Роль активных форм кислорода в прорастании пыльцы у *Picea pungens* (голубая ель). Завод репродукции, Springer Verlag (Германия). Том 31 (4). С. 357–365.
5. Ляшенко В.И. Экологическая безопасность уранового производства в Украине // Горный журнал, 2014. № 4. С. 113–116.
6. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства. М.: ЦИНАО, 1992. 61 с.
7. Минкина Т.М., Назаренко О.Г., Мотузова Г.В., Манджиева С.С., Бурачевская М.В. Групповой состав соединений тяжелых металлов в почвах агроценозов, загрязненных аэрозольными выбросами Новочеркасской ГРЭС // Агрохимия, 2011. № 6. С. 68–77.
8. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. М.: Астрель, 1999. 768 с.
9. Пятыгин С.С. Стресс у растений: физиологический подход // Журн. общ. биол., 2008. Том 69. № 4. С. 294–298.
10. Экологический вестник Дона: О состоянии окружающей среды и природных ресурсов Ростовской области в 2019 году. Ростов-на-Дону. 2019. 283 с.
11. Bonanno G. Comparative performance of trace element bioaccumulation and biomonitoring in the plant species *Typha domingensis*, *Phragmites australis* and *Arundo donax*. // Ecotoxic Environ, 2013. Saf 97 P. 124–130.
12. Chaplygin V., Mandzhieva S., Minkina T., Sushkova S., Kizilkaya R., Gulser C., Zamulina I., Kravtsova N., Lobzenko I., Chernikova N. Sustainability of agricultural and wild cereals to aerotechnogenic exposure // Environmental Geochemistry and Health, 2019. DOI: 10.1007/s10653-019-00411-6).
13. Clemans S. Molekular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis // Planta, 2001. Vol. 212, No.4. P. 475–486.

14. Davies L.C., Carias C.C., Novais J.M., Martins-Dias S. Phytoremediation of textile effluents containing azo dye by using *Phragmites australis* in a vertical flow intermittent feeding constructed wetland. *Ecological Engineering*. 2005. Vol. 25. P. 594–605. doi: 10.1016/j.ecoleng.2005.07.003.
15. Fawzy M.A., Badr El-sayed N., El-Khatib A., El-Kassem Abo. Heavy metal biomonitoring and phytoremediation potentialities of aquatic macrophytes in River Nile. *Environ. Monitor. Assess.*, 2012. Vol. 184. P. 1753–1771.
16. Kabata-Pendias A. *Trace Elements in Soils and Plants*. 4th Edition. Boca Raton, FL: Crc Press, 2010. 548 p.
17. Kumari M., Tripathi B.D. Efficiency of *Phragmites australis* and *Typha latifolia* for heavy metal. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2015. Vol. 112. P. 80–86. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.10.034>.
18. Minkina T., Fedorenko, G., Nevedomskaya D., Fedorenko, A., Chaplygin, V., Mandzhieva S. Morphological and anatomical changes of *Phragmites australis* Cav. Due to the uptake and accumulation of heavy metals from polluted soils // *Science of the total environment*. 2018. № 636. P. 392–401.
19. Minkina T.M., Mandzhieva S.S., Chaplygin V.A., Bauer T.V., Burachevskaya M.V., Nevedomskaya D.G., Sushkova S.N., Sherstnev A.K., Zamulina I.V. Content and distribution of heavy metals in herbaceous plants under the effect of industrial aerosol emissions // *Journal of Geochemical Exploration*, 2016. DOI: 10.1016/j.gexplo.2016.05.011.
20. Minkina T.M., Mandzhieva S.S., Chaplygin V.A., Nazarenko O.G., Maksimov A.Y., Zamulina I.V., Burachevskaya M.V., Sushkova S.N. Accumulation of Heavy Metals by Forb Steppe Vegetation According to Long-Term Monitoring Data // *Arid Ecosystems*, 8 (3), P. 190–202, 2018a. DOI: 10.1134/S2079096118030058.
21. Prabhat K.R., Sang S.L., Ming Z., Yiu F.T., Ki-Hyun K. Heavy metals in food crops: Health risks, fate, mechanisms, and management // *Environment International*, 2019. V. 125. P. 365–385.
22. Serbula S.M., Milljkovic D.D.J., Kovacevic R.M., Ilic A.A. Assessment of airborne heavy metal pollution using plant parts and topsoil // *Ecotoxicol Environ*, 2012. Saf. № 76. P. 209–214.
23. Sung D.-Y., Kaplan F., Lee Kil-ae, Guy C.L. Acquired tolerance to temperature extremes // *TRENDS in Plant Science*, Vol. 8. № 4, April, 2003. P. 179–187.
24. Tefera M., Gebreyohannes F., Saraswathi M., Heavy metal analysis in the soils of in and around Robe town, Bale zone, South Eastern, Ethiopia // *Eurasian J. Soil Sci.*, 2018. № 7 (3). P. 251–256. DOI: 10.18393/ejss.430116.
25. Tripathy V., Basak B.B., Varghese T.S., Saha A. Residues and contaminants in medicinal herbs // *Phytochemistry Letters*, 2015. V. 14. P. 67–78.
26. Yang X., Feng Y., He Z. L., Stoffella P. J. Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation // *J. Trace Elem. Med. Biol.*, 2005. V. 18. P. 339–353.

COMPARISON OF THE HEAVY METALS CONTENT IN PHRAGMITES AUSTRALIS PLANTS OF DIFFERENT ROSTOV REGION IMPACT ZONES

V.A. Chaplygin, S.S. Mandzhieva, Yu.A. Litvinov,
Yu.A. Fedorov, T.M. Minkina, I.V. Zamulina

The Rostov region is one of the leading agricultural and industrial regions of Russia, which makes it relevant to study technogenic environmental pollution in this region. The study of the content and distribution of elements such as Mn, Zn, Cu, Cr, Pb, Ni, and Cd in plants of the southern reed (*Phragmites australis* Cav.) Was carried out in two impact zones of the Rostov region, characterized by different levels and sources of technogenic pollution. The impact zone of Novochoerkasskaya Power station is characterized mainly by atmospheric pollution by enterprise emissions, while the zone of Lake Atamanskoye is characterized by the influx of pollutants from the soil. The pollution of reed plants Zn and Cd in the impact zone of the lake was established. It is noted that contaminated plants exhibit signs of toxicity, which serve as indicators of a high level of anthropogenic load.

Keywords: anthropogenic load, herbaceous plants, atmospheric emissions, hydrogen pollution.

**ПРЕПОДАВАНИЕ ОСНОВ БИОГЕОХИМИИ
И ПОДГОТОВКА КАДРОВ**

УДК: 550.47

ШКОЛА-СЕМИНАР МОЛОДЫХ ИССЛЕДОВАТЕЛЕЙ – ВАЖНЫЙ ИНСТРУМЕНТ ПРОФЕССИОНАЛЬНОЙ ПОДГОТОВКИ КАДРОВ СПЕЦИАЛИСТОВ В ОБЛАСТИ ЭКОЛОГИИ И ИССЛЕДОВАТЕЛЕЙ-БИОГЕОХИМИКОВ

В.А. Боев

Тюменский государственный университет, Тюмень, Россия

e-mail: vikboev2009@mail.ru

Биогеохимия является междисциплинарной наукой, тесно связанной с экологией и целым рядом наук об окружающей среде. Знания и навыки, которые получают студенты, магистранты и аспиранты в ходе публичных представлений результатов своих исследований, а также магистерских и кандидатских диссертаций, способствуют подготовки квалифицированных специалистов в области экологии, природопользования, экологической химии, биологии. Однако, необходима площадка для представления результатов исследований, общения и обмена мнениями между молодыми и ведущими исследователями в области биогеохимии. Созданная на базе Института наук о Земле, Школа-семинар для молодых исследователей «Биогеохимия химических элементов и соединений в природных средах» (в дальнейшем Школа-семинар) в течение ряда лет выполняет роль такой площадки.

Ключевые слова: биогеохимия, Школа-семинар, ведущие ученые, молодые исследователи, доклад.

Введение

Современный уровень развития экономики, связанный с широким вторжением человека в окружающую природную среду, требует подготовки высококвалифицированных специалистов в области экологии и природопользования, а также специалистов в ряде других направлений естественных наук. Научные работы молодых исследователей в области биогеохимии дают им возможность получить фундаментальные знания о круговороте химических элементов и соединений в окружающей среде, химическом составе живых организмов, геохимических процессах, протекающих в биосфере. Проблемы накопления тяжелых металлов и радиоактивных элементов в живых организмах, связанных с антропогенным воздействием на компоненты биосферы, являются одними из важнейших аспектов подготовки специалистов в области экологии.

Важной составляющей формирования специалиста – эколога является возможность публичного представления результатов своих исследований, дискуссий с другими молодыми исследователями и получения информации о работах других исследователей непосредственно от авторов.

Очень важна для начинающего исследователя оценка его исследований ведущими учеными и получение информации о направлениях исследований непосредственно от авторов.

Вышеперечисленные нами аспекты формирования молодого исследователя требуют наличия площадки для их реализации. Именно эту роль играет Школа-семинар.

История проведения школы-семинара для молодых исследователей

Первая Международная Школа-семинар для молодых исследователей была проведена в период с 13 по 16 мая 2014 года. Именно тогда была сформирована структура Школы-семинара, включающая доклады-лекции ведущих исследователей биогеохимиков и доклады молодых исследователей.

Председателем программного комитета был предложен доктор биологических наук, профессор, заведующий лабораторией биогеохимии Института геохимии и аналитической химии имени В.И. Вернадского РАН Вадим Викторович Ермаков. Участие Вадима Викторовича, одного из основоположников биогеохимии в России, обладающего огромными заслугами перед отечественной наукой, несомненно, способствовало авторитету Школы-семинара.

Большую роль в становлении Школы-семинара сыграл доктор биологических наук, заместитель директора по научной работе Института почвоведения и агрохимии СО РАН Сысо Александр Иванович.



*Участники I Международной школы-семинара молодых исследователей,
г. Тюмень, 13–16 мая 2014г.*

Активное участие в формировании Школы-семинара приняли: доктор биологических наук, профессор Московского государственного университета Мотузова Галина Васильевна, профессор, заведующая кафедрой почвоведения и оценки земельных ресурсов Южного Федерального университета, доктор биологических наук, профессор Минкина Татьяна Михайловна, доктор геолого-минералогических наук, профессор Отделения геологии Инженерной школы природных ресурсов Томского политехнического университета Рихванов Леонид Петрович, доктор биологических наук, профессор Отделения геологии Инженерной школы природных ресурсов Томского политехнического университета Барановская Наталья Владимировна, доктор геолого-минералогических наук, профессор Алексеенко Владимир Алексеевич, доктор биологических наук Синдерева Анна Владимировна, представляющая Омский государственный аграрный университет имени П.А.Столыпина, доктор биологических наук, профессор Курамшина Наталья Георгиевна, главный ученый секретарь Национальной академии наук Киргизской Республики, доктор биологических наук, профессор Дженбаев Бекмамбет Мурзакматович, заведующий кафедрой химии и биотехнологии Гродненского государственного университета имени Янки Купалы, доктор химических наук, профессор Бурдь Василий Николаевич.

Непосредственное активное участие в организации и проведении всех трех Школ-семинаров принял директор Института наук о Земле Тюменского государственного университета, кандидат географических наук, доцент Хорошавин Виталий Юрьевич, благодаря которому Школа-семинар существует в нынешнем виде.

Организаторы Школы-семинара изначально поставили задачу ознакомить молодых исследователей региона с исследованиями в области биогеохимии, ведущимися в ведущих научных центрах и высших учебных заведениях России и ближнего зарубежья.

Для решения этой задачи были приглашены ведущие исследователи, представляющие Институт геохимии и аналитической химии В.И. Вернадского РАН, Институт почвоведения и агрохимии СО РАН, Институт водных и экологических проблем СО РАН, Московский государственный университет, Томский политехнический университет, Южный федеральный университет, Новосибирский государственный университет, Омский государственный аграрный университет имени П.А.Столыпина, а также Национальную академию наук Киргизской Республики, Гродненский государственный университет имени Янки Купалы.

В работе Школы-семинара приняли участие молодые исследователи из высших учебных заведений Тюменской области: Тюменского нефтегазового университета, Государственного аграрного университета Северного Зауралья.

Работа Школы семинара проходила в двух форматах: докладов-лекций ведущих исследователей и докладов молодых исследователей. Для обмена мнениями и обсуждения актуальных проблем биогеохимии был организован «круглый стол».

Вторая Школа-семинар состоялась в период с 10 по 16 мая 2016 года. В отличие от предыдущей, был значительно расширен состав ведущих ученых, выступающих с докладами–лекциями. Кроме ранее участвующих в работе первой Школы-семинара, были приглашены для выступлений с лекциями исследователи из дальнего зарубежья: доктор наук, профессор университета БК Лариса Иоанович (Республика Сербия), а также исследователи из ближнего зарубежья – Белоруссии, Киргизской Республики, Республики Казахстан. Значительно увеличилось количество молодых исследователей, принявших участие в работе Школы-семинара. В частности, выступили с докладами группы представителей Южного федерального университета, Томского политехнического университета, Омский государственного аграрного университета имени П.А. Столыпина.



*Участники II Международной школы-семинара молодых исследователей,
г. Тюмень, 13–16 мая 2016г*

Третья Школа-семинар была проведена в период с 23 по 28 апреля 2018 года.

Благодаря приобретенному опыту организации Школ-семинаров и полученной известности среди исследователей-биогеохимиков, значительно увеличилось количество

участников Школы-семинара. Организационный комитет произвел в связи с расширением Школы-семинара некоторые структурные изменения с целью улучшения организации мероприятия.

В частности, в качестве лекторов были приглашены исследователи из стран дальнего зарубежья: профессор Всекитайского геологического университета, доктор Нампинг Вонг (Китайская Народная Республика) и представляющий Высшую школу наук и ремесел доктор Бертран Ларатт (Франция). Были приглашены лекторы, представляющие научно-исследовательские институты Тюменской области и преподаватели Тюменского государственного университета, ведущие исследователи в области биогеохимии.

Увеличившиеся количество участников позволило организационному комитету сформировать несколько секций в соответствии с направлениями исследований:

- Доклады-лекции ведущих ученых-биогеохимиков.
- Секция 1. Биогеохимия вод и водных экосистем.
- Секция 2. Биогеохимия живых организмов и методы биоиндикации.
- Секция 3. Биогеохимия почв.

Впервые была выделена отдельная секция для аспирантов последнего года обучения для апробации диссертационного исследования.

На основе опыта проведения Школы-семинара, оргкомитету удалось сформировать структуру проведения мероприятия, включающую следующие структурные элементы:

- Доклады-лекции ведущих исследователей.
- Доклады молодых исследователей.
- Апробацию диссертационных работ с участием ведущих ученых.
- Обсуждение актуальных проблем биогеохимии в форме «круглого стола» с участием как ведущих ученых, так и молодых исследователей.
- По итогам работы всех трех Школ-семинаров оперативно издавались сборники докладов [1–3].

Заключение

Таким образом, на базе Института наук о Земле Тюменского государственного университета удалость создать форум, объединяющий как ведущих ученых-биогеохимиков, так и молодых исследователей, ищущих свой путь в науке.

Использование формата Школы-семинара дает целый ряд преимуществ как для организаторов мероприятия, так и для его участников, которые выражаются в следующем:

1. Большое количество студентов, обучающихся по направлениям «Экология и природопользование», «География», «Экологическая химия» и ряда других смежных направлений подготовки, магистрантов, аспирантов, молодых преподавателей и научных сотрудников получает возможность активно участвовать в научной работе, представляя результаты своих исследований широкой аудитории.

2. Молодые исследователи, преподаватели и научные сотрудники получают возможность непосредственно контактировать с ведущими учеными-биогеохимиками как России, так и ряда стран ближнего и дальнего зарубежья, непосредственно получать информацию о современных исследованиях, обсуждать актуальные проблемы биогеохимии.

3. Молодые исследователи получают возможность для оперативной публикации результатов своих исследований в сборниках докладов Школы-семинара, издающихся к началу мероприятия.

4. В рамках работы Школы-семинара ведущие ученые читают лекции по актуальным вопросам биогеохимии для студентов, которые способствуют значительному повышению их знаний и кругозора.

5. Материалы исследований ведущих ученых, представленные в ходе работы Школы-семинара с их согласия, используются в процессе преподавания целого ряда дисциплин, таких как «Биогеохимия окружающей среды», «Химия окружающей среды», «Геохимия ландшафтов».

6. Аспиранты последнего года обучения могут апробировать результаты диссертационных работ.

Возможность непосредственного неформального общения молодых исследователей в ходе работы Школы-семинара как с большим количеством сверстников, так и с ведущими учеными способствует расширению их кругозора и появлению новых идей, которые способствуют выдвиганию новых идей и подходов к исследованиям.

Все вышеперечисленное дает возможность организаторам Школы-семинара надеяться на продолжение этих несомненно полезных форумов.

Литература

1. Биогеохимия химических элементов и соединений в природных средах: Материалы Международной школы-семинара молодых исследователей, г.Тюмень, 13–16 мая 2014 г. // Под ред. Боева В.А., Сысо А.И., Хорошавина В.Ю. Тюмень: Издательство Тюменского государственного университета, 2014.

2. Биогеохимия химических элементов и соединений в природных средах: Материалы Международной школы-семинара молодых исследователей, г.Тюмень, 10–16 мая 2016 г. // Под ред. Боева В.А., Сысо А.И., Хорошавина В.Ю. Тюмень: Издательство Тюменского государственного университета, 2016.

3. Биогеохимия химических элементов и соединений в природных средах: Материалы Международной школы-семинара молодых исследователей, г.Тюмень, 23–28 апреля 2018 г. // Под ред. Боева В.А., Сысо А.И., Хорошавина В.Ю. Тюмень: Издательство Тюменского государственного университета, 2018.

THE SCHOOL-SEMINAR OF YOUNG RESEARCHERS IS AN IMPORTANT TOOL FOR PROFESSIONAL TRAINING OF SPECIALISTS IN THE FIELD OF ECOLOGY AND RESEARCHERS-BIOGEOCHEMISTS

V.A. Boev

Biogeochemistry is an interdisciplinary science closely related to ecology and a range of environmental Sciences. The knowledge and skills that students, undergraduates and postgraduates receive during public presentations of their research results, as well as master's and PhD theses, contribute to the training of qualified specialists in the field of ecology, environmental management, environmental chemistry, biology.

However, a platform is needed for presenting research results, communicating and exchanging views between young researchers and leading researchers in the field of biogeochemistry. Created on the basis Of the Institute of Earth Sciences, the school-seminar for young researchers "biogeochemistry of chemical elements and compounds in natural environments" (hereinafter, the school-seminar) has been serving as such a platform for a number of years.

Keywords: biogeochemistry, school-seminar, leading scientists, young researchers, report.

УДК 550.47:372.857

ИНФОРМИРОВАННОСТЬ МЛАДШИХ ШКОЛЬНИКОВ О ЗНАЧЕНИИ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ ДЛЯ ЗДОРОВЬЯ ЧЕЛОВЕКА

А.В. Бокова, Л.Ю. Малых, О.П. Семенко

Средняя школа № 5, Бендеры, Приднестровье, Молдова, e-mail: m-lusia@mail.ru

В нашей республике, как в аптечных сетях, так и в дистрибьютерских компаниях, предлагается большой выбор элементсодержащих препаратов. В результате опроса, мы выявили, что 22 % детей и взрослых регулярно их употребляет без контроля и показаний. Поэтому, мы считаем необходимым, уже в начальной школе вводить знания об элементах. Знания о необходимости микроэлементов, с одной стороны, и знания о рисках, связанных с их употреблением, с другой стороны, также важны, как и знания о гипо- и гипервитаминозах, которые уже предусмотрены программой.

Ключевые слова: микроэлементы, витамины, элементсодержащие препараты, риски.

Введение

В связи с резким снижением процента здоровых детей, в современных условиях чрезвычайно важна проблема сохранения здоровья подрастающего поколения. Неблагоприятная экологическая обстановка, неправильное питание, нервно-психические нагрузки и другие факторы – причины тому. Чтобы решить эту проблему в соответствии с государственным образовательным стандартом начального общего образования поколения ПМР, была составлена программа внеурочной деятельности по спортивно-оздоровительному направлению «Путь к здоровью» [6]. Данная программа построена на основании современных научных представлений о физиологическом, психологическом развитии ребенка в возрасте от 6 до 11 лет, раскрывает особенности его соматического и социального здоровья. Программа рассчитана на проведение одного часа в неделю, включает пять разделов: «Мое здоровье – в моих руках», «Полезные и вредные привычки», «Подвижные игры», «Я и мои друзья», «Питание и здоровье», которые возобновляются на протяжении четырех лет. Это способствует систематизации знаний о здоровье, закреплению социально одобряемой модели поведения детей. Реализация данной программы осуществляется учителями начальных классов.

По оценкам специалистов, структура питания значительной части населения не соответствует реальным потребностям организма. В ряде регионов питание характеризуется недостаточным количеством фруктов и овощей, полноценных белков, избыточным содержанием в рационе животных жиров. Очень часто выявляется дефицит витаминов и биоэлементов [2, 3].

С другой стороны, в нашей республике, как в аптечных сетях, так и в дистрибьютерских компаниях предлагается большой выбор элементсодержащих препаратов. Как известно, не только недостаток, но и избыток в организме химических элементов приводит к нарушениям здоровья – развитию гиперэлементозов. В последнее время в региональных материалах педагогических конференций все чаще появляются статьи, обращающие внимание на риски, связанные с неправильным или чрезмерным употреблением элементсодержащих препаратов [1, 5, 7]. А также существуют риски гиперэлементозов, связанных с употреблением грибов, выросших в биогеохимических условиях Приднестровья [4]. Именно этот факт заставил нас задуматься о рисках наших воспитанников.

Быть здоровым – значит быть счастливым и успешным в будущей взрослой жизни. Выпускник начальной школы должен знать и соблюдать правила здорового и безопасного для себя и окружающих образа жизни: заниматься физической культурой, спортом, проводить много времени на свежем воздухе, соблюдать режим дня, придерживаться здорового питания, снижать влияние негативных факторов и рисков. Наша цель – научить школьника заботиться о своём здоровье. Научить ребенка относиться к здоровью, как к ценности. А, главное, соблюдать первый из четырёх принципов биоэтики: «Не навреди!».

Цель данной работы выявить возможные риски, связанные с употреблением элементсодержащих препаратов школьниками и их родителями и определить дальнейший вектор включения знаний о микроэлементах в школьном курсе.

Методы

С целью определения уровня информированности о пользе и употреблении витаминов и микроэлементов, при соблюдении принципов здорового питания, семьям учащихся начальной школы, было предложено принять участие в анкетировании. В опросе приняли участие 288 человек (39 % лиц мужского и 61 % женского пола), из них школьники 7–18 лет – 34 %; родители 26–35 лет – 29 %; 36–45 лет – 19 %; 46 лет и старше – 18 %.

Для проведения викторины «Очень вкусная еда, но не детская она: чипсы, жвачки, сухарики, газированные напитки», нами был проведен опрос среди учащихся школы и их родителей, с целью узнать об их отношении к фаст-фуду и пищевым добавкам. В проведении эксперимента, связанного с выбором предложенных продуктов (чипсы, шоколад, семечки) приняли участие 180 учащихся начальной школы.

Результаты и обсуждение

Обработка и анализ полученных данных показали: Фаст-фуд любят большее количество (75 %) из 288 опрошенных, однако при этом, 50 % считают его вредным. По всеобщему мнению, маркировка должна быть обязательна. Но, к сожалению, не все читают состав пищевых продуктов на этикетке при покупке.

При проведении эксперимента, когда 180 учащимся для перекуса из трех предложенных продуктов (чипсы, шоколад, семечки) нужно было выбрать только один, мы получили следующие результаты: шоколад выбрали 30 ребят (17 %), чипсы – 100 школьников (55 %), семечки – 50 человек (28 %). Некоторые учащиеся выбрали чипсы и семечки, хотя самым полезным считали шоколад.

Особые затруднения при проведении вызвала викторина «Страна Витамина», так как мы столкнулись с некоторыми информационными пробелами в знаниях детей. Надо сказать, что изучение микроэлементов и минералов, как составляющих витаминных комплексов начинается по программе предмета «Биология» лишь в 7 классе.

Отвечая на вопрос: «Имеют ли значение знания о роли элементов для здоровья человека в современных условиях?», 59 %, уверены, что это важно знать; 6 %, наоборот, считают, что это не имеет значения; 35 % затрудняются ответить.

Среди источников, из которых в организм человека поступают жизненно необходимые элементы – 35 % опрошенных считают, что из питьевой воды; 82 % – из пищи; 7 % – из внутренних резервов организма; 22 % – из БАДов.

Из предложенного списка химических элементов, необходимых организму человека, чтобы быть здоровым, выбрали: кальций – 96 %; железо – 79 %; йод – 79 %; магний – 73 %; калий – 58 %; фосфор – 51 %; натрий – 29 %; селен – 26 %; цинк – 26 %; марганец – 11 %; медь – 10 %; серебро – 8 %; кобальт – 5 %; серу – 5 %; золото – 4 %. Свинец, хлор, ртуть – 0 %.

Для улучшения качества питания 252 (87 %) анкетированных, предпочитают употреблять продукты естественного происхождения (овощи, фрукты и т. д.); 124 человека (43 %) – обогащённые продукты (соки, крупы, хлопья и т. д.); 63 человека (22 %) – биологически активные добавки; 12 человек (4 %) затрудняются ответить, а 9 человек (3 %) принимают – лекарственные препараты и этим, как они считают, улучшают свое состояние, получая необходимые элементы.

Под «биологически активными добавками» (или «БАД») 12 % понимают лекарственные препараты; 27 %, считает, что это концентрированные натуральные вещества, которых недостаточно в пище; 25 % уверены, что – это концентрированные вещества, полученные химическим путём, которые улучшают здоровье. Большая часть опрошенных (36 %), утверждает, что это коммерческая спекуляция, никакой пользы от них нет.

Вопрос: «Как Вы относитесь к употреблению БАД к пище?» вызвал затруднение у 39 % участников опроса, 31 % ответили – «положительно»; 30 % – против БАДов.

При выборе БАДов к пище 140 человек (49 %) будут руководствоваться безопасностью; 128 (44 %) рекомендациями врача; 82 человека (29 %) – эффективностью; 44 анкетированных (15 %) прислушаются к советам знакомых и родственников; 26 (9 %) к информации в СМИ; 22 человека (8 %) обратят внимание на имидж фирмы-производителя; 18 опрошиваемых (6 %) – на цену и внешний вид упаковки.

Качество своего питания оценивают, как полноценное, с достаточным содержанием витаминов, элементов и питательных веществ 45 %; 30 % вообще не задумывались об этом, и 25 % считают, что их питание с недостаточным содержанием витаминов, элементов и питательных веществ.

Стоит обратить внимание на то, что 22 % опрошенных детей и взрослых регулярно употребляет элементсодержащие препараты без контроля и показаний.

Заключение

У многих родителей и большинства детей, вопросы о БАДах вызвали затруднение. В некоторых случаях, анкетированные даже не имели представление о том, что это такое вообще. Однако, вызвали тревогу ответы детей, которых «заботливые» родители пичкают круглый год комплексами витаминов и элементсодержащими препаратами. Не имея специальных знаний, эти люди поддаются на пропаганду рекламных роликов, прислушиваются к советам некомпетентных знакомых, или алчных дистрибьюторов различных фирм по выпуску БАДов и подвергают риску свое здоровье и здоровье своего ребенка. Если в инструкции любого лекарства имеются противопоказания при его приеме, то и при употреблении БАДов или витаминов той, или иной группы, необходимо самому соблюдать принципы предосторожности, ведь их регулярное употребление может нанести, не пользу, а вред. Поэтому, мы считаем необходимым, уже в начальной школе вводить знания о микроэлементах. Знания о необходимости микроэлементов – с одной стороны, и знания о рисках, связанных с их употреблением – с другой стороны, также важны, как и знания о гипо- и гипервитаминозах.

В разделе «Питание и здоровье», где изучаются основы правильного питания, есть темы «Что разрушает здоровье, а что укрепляет?», «Питание – необходимое условие для жизни человека», «Режим и правила питания», «О пользе завтрака», «Пищевые отравления», «Овощи и фрукты – лучшие продукты на твоём столе». Мы считаем уместным, детям дошкольного и младшего школьного возраста ввести знания об элементах, которые могут, как принести пользу, так и нанести вред, при их дополнительном употреблении, ведь, эта тема многим детям уже давно знакома.

Литература

1. Гришина Т.Г., Капитальчук М.В., Шешницан С.С. Об особенностях восприятия студентами значения биогенных элементов для здоровья человека // Пути совершенствования естественно-географического образования в ПМР: Материалы V Республиканской научно-практической конференции (с между. участием) – Тирасполь, 25 апреля 2014 г. Тирасполь: Изд-во Приднестр. ун-та, 2014. С. 50–54.
2. Капитальчук М.В. Современные подходы к коррекции нарушений элементного статуса // Вестник Приднестровского университета. Серия «Медико-биологические и химические науки», 2014. № 2. С. 94–101.
3. Капитальчук М.В. Биогеохимический аспект экологического состояния региона // Геоэкологические и биоэкологические проблемы Северного Причерноморья: Материалы V Международной научно-практической конференции, 14 нояб. 2014 г., Тирасполь. Тирасполь: Изд-во ПГУ, 2014. С. 120–122.
4. Капитальчук И.П., Голубкина Н.А., Шешницан С.С., Капитальчук М.В., Гришина Т.Л. Экологические риски, связанные с потреблением грибов в биогеохимических условиях долины Днестра // Проблемы безопасности и защиты населения и территории от чрезвычайных ситуаций (Безопасность – 2014): Сборник научных статей IV Всероссийской научно-практической конференции с международным участием. Уфа: ФГБОУ ВПО УГАТУ, 2014. С. 74–78.
5. Капитальчук М.В., Круглова Е.В. Применение принципа предосторожности в экологическом образовании на примере промышленных микроэлементозов // Пути совершенствования естественно-географического образования в ПМР: Материалы V Республиканской научно-практической конференции (с между. участием) – Тирасполь, 25 апреля 2014 г. Тирасполь: Изд-во Приднестр. ун-та, 2014. С. 316–320.
6. Кулибаба Л.М. Рабочая программа курса внеурочной деятельности «Путь к здоровью» Тирасполь: ГОУ «ПГИРО», 2014 Режим доступа: http://schoolpmr.3dn.ru/UchNachKlassov/Qurs_wneurochnoi_deiatelnosti_Put_q_zdorowiu.pdf
7. Шешницан С.С., Капитальчук М.В. К вопросу формирования основ здорового образа жизни у школьников в контексте биоэлементологии // Пути совершенствования естественно-географического образования в ПМР: Материалы V Республиканской научно-практической конференции (с между. участием) Тирасполь, 25 апреля 2014 г. Тирасполь: Изд-во Приднестр. ун-та, 2014. С. 108–110.

AWARENESS OF YOUNGER SCHOOLCHILDREN ON THE VALUE OF MICROELEMENTS FOR HUMAN HEALTH

A.V. Bokova, L.Yu. Malykh, O.P. Semenko

In our Republic, both in pharmacy chains and in distribution companies, a large selection of element-containing drugs offered. As a result, of the survey, we found that 22 % of children and adults regularly use them without control and indications. Therefore, we consider it necessary to introduce knowledge about the elements already in primary school. Knowledge about the need for trace elements, on the one hand, and knowledge about the risks associated with their use, on the other hand, is also important, as is knowledge about Hypo – and hypervitaminosis, which is already provided by the program.

Keywords: trace elements, vitamins, element-containing drugs, risks.

УДК: 17:502.315

ПРОБЛЕМА ФОРМИРОВАНИЯ ЧЕЛОВЕКА В СОВРЕМЕННОМ МИРЕ

Е.Б. Бушева

*Приднестровский государственный университет им. Т.Г. Шевченко, Тирасполь,
Приднестровье, Молдова, e-mail: volkova.e.08@mail.ru*

*"Все прогрессы реакционны,
Если рушится человек!"
А. Вознесенский*

В статье рассматривается проблема формирования человека в современном мире. Показано, что формирование человека подразумевает его духовно-нравственное развитие и совершенствование. Нравственность как способность человека различать добро и зло и следовать добру и духовность как ориентированность человека к высшим целям и смыслам, должны находиться во главе угла процесса воспитания нового поколения на всех уровнях.

Ключевые слова: особенности человека, потребности, мораль, нравственность, духовность, религиозный подход, воспитание.

Введение

Стало уже очевидным, что в 21 веке произошли фундаментальные сдвиги в мировоззрении и все, что происходит в политике, обществе, культуре, науке, образовании, в наших семьях, в отношениях между людьми и в нашем понимании самого себя является следствием коренных, сущностных изменений. Это проявляется по-разному в разных сферах, но проявляется везде.

Например, в сфере политической – это организация «управляемого» хаоса. Явно происходит смена форм геополитического противоборства. На первый план выходит умение работать с информацией и владеть методами манипулирования сознанием. В сфере гуманитарной, например, в истории – это стремление поставить под сомнение то, что ранее было очевидным, тем самым обесмысливая мировую историю, как таковую.

Безусловно, главные сдвиги произошли в понимании человека и межличностных отношений. Меняется понимание такого, казалось бы, очевидного явления, как пол. Наблюдается бесцеремонное вторжение в сферу семейных и гендерных отношений [4]. Формируется человек, не связанный родственными, семейными, национальными привязанностями. Мощное развитие цивилизации, основанное зачастую на безнравственном отношении к миру, являет то, что человечество подошло к самому порогу глобального экологического кризиса, результатом которого вероятнее всего станет его же собственная гибель [8].

В целом современную цивилизацию захлестывает волна эгоизма, ханжества, чисто потребительского отношения ко всему, и к людям в том числе. Все это обрекает человека на глубокое переживание нравственно-психологической неустроенности и раздвоенности, утраты ценности себя и мира. Академик Моисеев Н.Н. предупреждал: «Человек подошел к пределу, который нельзя преступить ни при каких обстоятельствах: один неосторожный шаг – и он сорвется в бездну; одно необдуманное действие – и человечество исчезнет с лица Земли» [5, с. 18]. Кто виноват в этом? Очевидно – сам человек, его бурная деятельность, которая не контролируется нравственным императивом.

Поэтому целью настоящей работы явилась попытка осмыслить, что же делать современному человеку на фоне таких катастрофических событий, как ему формировать

себя, сохраняя свою человеческую идентичность и в принципе саму возможность существования человеческой цивилизации.

Основная часть

Прежде всего, необходимо четко представить, что есть человек. Человек живое существо и поэтому его можно отнести к одному из видов в царстве «Животные» системы живой природы. При этом показано, что все современное человечество имеет единую генотипическую принадлежность, происходящую от генотипов одного мужчины и одной женщины, которых генетики назвали у-хромосомный Адам и митохондриальная Ева [1, с. 165–166]. Однако, у человека есть ряд свойств, которые принципиально выводят его из этой системы, демонстрируя, что человек – не животное, а иное существо, с иными целями и возможностями взаимодействия с миром [2]. Прежде всего, следует обратить внимание на то, что человек – существо сложное, или, как это определяется в науке, био-социально-психологическое. Это можно понимать, как то, что человек содержит в себе две различные природы: био – материальное тело и психэ – нематериальная душа, которая определяет особенности совместной жизни и деятельности (социо). Причем, каждый человек – существо личностное, осознающее свое «я», отличное от всех остальных людей.

Человек существо разумное и словесное. По мнению проф. Т.В. Черниговской именно язык, речь является дифференцирующим признаком, специфической характеристикой человека. И еще одно важнейшее отличие человека от других биологических видов, от компьютеров и «зомби» состоит в обладании свободой воли, способностью к *добровольному и сознательному* выбору и согласию с принимаемым решением [12, с. 336–359]. То есть у него основу деятельности составляет надинстинктивное поведение. Благодаря этим кардинально отличным свойствам человек кондиционирует и, более того, создает для себя искусственную среду жизни. Кроме того, человек существо творческое и обладающее эстетическим чувством, поэтому он создает культуру. Но самое главное отличие, на которое надо обратить внимание при анализе особенностей человека, это то, что он имеет нравственное чувство и духовность. Поскольку именно от его нравственного состояния зависит характер отношений и взаимодействия с миром и собой. А нравственный выбор подчиняется его внутренней духовной ориентированности.

Жизнь каждого человека реализуется через удовлетворение его потребностей, как особых, сложных нравственных переживаний, в основе которых лежит осознанное стремление к достижению целей в системе ценностных ориентаций личности. Каждая личность стремится к переживанию блага, находящегося в этой системе освоенных ею ценностных ориентаций.

При этом потребности могут быть первичные базовые, без удовлетворения которых невозможна нормальная человеческая жизнь [10]. Но в рамках, так называемых, экономических потребностей сложилась чрезвычайно разветвленная система вторичных потребностей, удовлетворение которых не только не обязательно для жизни человека, но зачастую разрушительно для него самого. Причем, современный рынок охотнее всего стимулирует те из вторичных потребностей, которые обеспечивают сферы насилия (оружие, зрелища жестокости), низменного удовольствия (алкоголь, наркотики, секс, поп-музыка), атрибутов персонального превосходства и т. п. [1, с. 202–204].

Сформировался порочный круг, в котором вторичные потребности подталкивают развитие экономики, а развитие экономики вызывает появление новых вторичных потребностей. В системе вторичных потребностей возникают ложные и вредные потребности разного рода. Кроме того, в этой системе сложилось множество искажений по

удовлетворению первичных потребностей, что приводит к ухудшению здоровья человека и снижению качества его личностных характеристик [2]. Он ослаблен физически, плохо пользуется своим интеллектом, не склонен к рефлексии, зато склонен к безнравственному выбору в решении тех или иных жизненных задач. Образно говоря, среднестатистический представитель человеческой цивилизации сегодня «больной, тупой и бессовестный». И это при том, что человек обладает чрезвычайно мощными потенциями. Его тело – это лучшее биологическое тело в природе, самое универсальное. Он имеет высшую степень развития интеллекта – разум, сознание. Он способен на поступки высшего уровня нравственности, вплоть до самопожертвования.

Создается впечатление, что вся особенная, не похожая на других, природа человека глубоко повреждена. Можно сказать, что у человека есть еще одно отличие от животных – наличие иррациональных потребностей и, как следствие, иррационального поведения.

В любом случае, поведение человека отличается от поведения животного целенаправленностью и целенаправленностью, что проявляется в виде деятельности, определяемой избранными мотивами, пониманием конкретной задачи и возможностью прогнозировать последствия этой деятельности. Поведение человека, как сложный динамический процесс взаимодействия человека со средой, реализуется в определенном образе жизни, а главный же регулятор поведения человека – его нравственный выбор.

В словарях дается определение «нравственности» или «морали», как совокупности ценностей добра и зла, а также соответствующих им форм сознания и поведения человека в обществе [7, с. 339]. Но тут возникает уже проблема определения понятий добра и зла. Многие события, происходящие в современном мире, заставляют задуматься над противоречивостью наших представлений о добре и зле. То, что одними понимается, как добро, для других может быть злом. А что же *на самом деле*, объективно является добром? Возможна ли такая объективность? Что есть зло? Какова природа отрицательных моральных ценностей? И что считать объективно нравственным?

Понятия добра или зла определяется только в сознании человека, и источником сознательного зла или добра для людей могут быть только сами люди, а точнее, их поступки, как форма внешнего выражения содержания их мыслей. Ни добро, ни зло не бывают абстрактными. Они всегда конкретны и персонифицированы [6, с. 63]. Таким образом, добро и зло относятся к наиболее общим категориям нравственности как духовно-душевному качествам, определяющим взаимодействие человека с окружающим миром. При этом вопрос определения добра и зла имеет отнюдь не чисто теоретический интерес. На основе этого определения человек конструирует свою определенную программу поведения.

Совершенно очевидно, как трудно современному человеку, определиться в том «что такое хорошо и что такое плохо». Размываются границы дозволенного и недозволенного. Все чаще возникает вопрос: «Кем дозволено? Есть ли Абсолютная точка отсчета критериев добра и зла, или координаты отсчета субъективны, временны и преходящи?». К кому обратиться за советом, за помощью и разъяснением?

Нравственность часто связывают с духовностью. Существуют устойчивые понятия – духовно-нравственное состояние, духовно-нравственное воспитание...

Но и в определении духовности нет однозначного подхода. Понятие «духовность» рассматривается с двух позиций: светской и религиозной.

Со стороны светской духовность понимается как внутренний мир человека, его мыслительная деятельность, как некое естественное начало, определяющее мировоззрение, мотивацию и смысл поведения. Второй подход, религиозный, предлагает понимание духовности как сверхъестественного начала в человеке, как сопряженность чело-

века в своих высших стремлениях с некоей сверхприродной, правящей миром силой, к которой человек может быть активно или пассивно причастен.

К сожалению, между этими двумя подходами к духовности не устанавливается связи [3]. Это серьезно нарушает понимание целостности духовного бытия человека, причин тех или иных проявлений человека в мире.

Профессор А.И. Осипов считает, что необходимо понимать и различать между собой нравственное и духовное. Они взаимосвязаны между собой и часто определяют друг друга, но это, по его мнению, просто разные вещи. «Нравственность – это верное наше отношение к окружающему миру... Укладывается в золотом правиле: не делай другому того, чего не желаешь себе. Вот тогда его нравственные поступки могут иметь эту положительную направленность и постепенно приводить человека к тем духовным ценностям, без которых вся нравственность сама по себе ничего не стоит» [9].

Нравственное чувство в человеке проявляется через совесть – глубокое внутреннее чувство нравственного самосознания, оценивающее его «я». Это переживание человека относительно правильности, достоинства и честности всего того, что им совершено. Это та нематериальная реальность, с которой все люди встречаются внутри себя и в общении между собой. Совесть можно назвать способностью исполнения внутреннего закона, вложенного в саму человеческую природу. Но поврежденный в своей природе человек склонен к преуменьшению своих проступков и к преувеличению проступков других. Поэтому совесть может слабой, беспомощной, глухой или даже черствой. И тогда человек ошибается в своем нравственном выборе и способен совершать поступки, которые могут быть названы аморальными.

Вообще до сих пор человечество не выработало однозначных, принимаемых всеми без исключения, критериев определения того, что считать нравственным, на что опираются моральные нормы. Большинство существующих этических теорий можно объединить в три основные группы на основе решения вопроса об истоках морали [11]:

1. Морально то, что естественно, что не противоречит природе человека.
2. Морально то, что согласуется со здравым смыслом и приносит удовольствие либо пользу.
3. Морально то, что установил Бог.

Если сравнивать степень надежности данных критериев, то очевидно преимущество религиозного подхода, не взирая на разнообразие религиозных течений. Потому что в первом случае надо отдельно уточнять, что из себя представляет природа человека, чтобы понимать, что ей соответствует. Например, соответствует ли ей гомосексуализм, который сейчас во многих странах уже объявлен нормой. Во втором случае возникает проблема оценки таких проявлений человека, которые вызывают уважение, может быть и восхищение, но не приносят ему ни пользы, ни удовольствия. Например, когда человек рискует или даже жертвует своей жизнью ради спасения других.

В религиозном же определении морали в любом случае речь идет о Высшей Творческой Силе, создавшей наш мир и его законы, в том числе и нравственные. Поэтому у человека нет возможности их менять по своему усмотрению. И только здесь дается обоснование того, *зачем в принципе быть нравственным, делать нравственный выбор в текущих событиях жизни, нередко вопреки собственной выгоде?* Здесь можно сослаться на религиозный опыт человечества (история которого не знает ни одного полностью безрелигиозного народа), в котором отражено подобное Божественное происхождение нравственных предписаний. При этом религиозные теории подразумевают, прежде всего, духовную деятельность самого человека, т. е. его стремление осуществить в своей жизни явленные ему духовные, высшие императивы. Поэтому именно духовность дает возможность осознать человеку степень личной ответственности за

свою деятельность и качество жизни. Направленная к высшему духовность раскрывает в человеке его нравственное начало и делает человека созидателем. Если же этого не происходит, то человек проявляет себя как разрушитель.

Хотя человек уклонился ко злу, однако воля человека не изменилась в желании добра. Закон нравственный внутренне соединен с его устройством, поэтому преступая его, человек идет против самого себя. Такой взгляд с точки зрения духовности позволяет понять глубинные причины состояния человечества.

Интересно, что при таком взгляде открывается также тесная взаимозависимость и взаимообусловленность нравственного и физического здоровья человека. Человеческий организм, как уже было сказано, представляет собой совершенную биологическую систему, способную к адаптации в широком диапазоне изменений факторов окружающей среды и самовосстановлению в случае повреждений. Откуда же берутся болезни? По данным ВОЗ 20 % болезней – нарушения в наследственном аппарате, 20 % – вызваны неблагоприятными внешними условиями, 10 % – недостаточно квалифицированная работы медиков, 50 % – определяются неправильным образом жизни. То есть, половина болезней может быть ликвидирована при организации здорового образа жизни, а если брать более широко, то и все 100 %, потому что с образом жизни человека связаны и ухудшение экологической ситуации и просчеты медицины и, даже, хоть и косвенно, накопление генетических нарушений в человеческой популяции.

В качестве первостепенных параметров здорового образа жизни можно назвать положительные эмоции, рациональное питание, активный двигательный режим и трудовую деятельность, разумный режим труда и отдыха, отсутствие вредных привычек. Соблюдение их сохраняет здоровье, значит является созидательным, т. е. нравственным поведением, а не соблюдение – напротив, разрушительным.

Так, эмоции выражают смысл ситуации для человека с точки зрения актуальной в данный момент потребности. Негативные эмоции формируются при невозможности удовлетворения реальных или воображаемых потребностей. Поэтому устранение отрицательных эмоций вряд ли возможно без спокойного и доброго (нравственного) отношения к происходящим жизненным событиям.

Также избыточное питание, которое приводит к возникновению избыточного веса, а в дальнейшем к такому заболеванию, как ожирение. Желание получать удовольствие от еды у многих людей приводит к использованию в рационе часто малополезной, а иногда и вредной, но обладающей особыми вкусовыми качествами пищи. Поэтому здесь требуется способность к самоограничению и умеренности, что возможно только при достаточной силе духа.

Физическая и умственная деятельности, двигательная активность – естественные стимуляторы жизнедеятельности организма. При недостатке движения развивается заболевание гиподинамия. Деятельный образ жизни является одним из средств стимуляции развития человека. Противоположностью такого деятельного поведения является лень. Здоровый режим труда и отдыха подразумевает полноценный сон. Однако избыточный сон, также зачастую связанный с ленью, приводит к снижению жизненной активности. Преодоление лени – одна из самых сложных задач, но умение сделать это несомненно является добродетелью.

Наконец, вредные привычки, такие как неумеренное употребление алкоголя, использование наркотических средств, беспорядочные половые связи, курение относятся к иррациональным формам поведения, т. к. непосредственно являются причиной многих заболеваний. И все они демонстрируют нравственное бессилие человека, отсутствие у него высокого духовного идеала.

Таким образом, для правильной, здоровой, счастливой и перспективной жизни человек должен исполнять определенные нравственные обязанности по отношению к себе, другим людям, ко всему миру и быть духовно ориентированным на высшие смыслы, задачи и цели, выходящие за пределы сугубо материального понимания действительности. Соблюдение обязанностей к себе помогает человеку исправлять повреждения собственной природы. Соблюдение обязанностей к другим людям обеспечивает благоприятное взаимодействие с ними, при этом возвышая его и формируя благородство его души. Любовь к людям господствует над любовью человека к самому себе, т.к. любовь в духовном смысле – это состояние полной самоотдачи, преодоление эгоизма.

И только в таком случае происходит формирование человека-созидателя, а не разрушителя, и жизнь человеческая наполняется высоким и непоколебимым смыслом.

Заключение

На основании вышеизложенного можно сделать следующие выводы:

1. Проблема формирования человека в современном мире настолько серьезна, что стоит вопрос о выживании человечества, поэтому для людей жизненно необходимо создавать основы своей жизни на духовно-нравственных началах, уметь различать правду и ложь, добро и зло, т.к. разум, не контролируемый нравственностью, ведет цивилизацию к гибели.

2. Решение этой проблемы лежит, вероятнее всего, в религиозной плоскости, поскольку только здесь человек рассматривается во всей полноте и целостности его двойной духовно-материальной природы, и только здесь есть действительно твердое основание для нравственного выбора в любой жизненной ситуации, даже содержащей в себе конфликт между желаемым и возможностью его получения.

3. Формирование человека подразумевает его духовно-нравственное развитие и совершенствование, при этом все, что способствует такому совершенствованию – это добро, а что препятствует – зло. Личность приобретает достоинство, когда человек выбирает добро, и, наоборот, происходит саморазрушение, когда тот выбирает зло.

4. Зло есть ошибка нравственного выбора человека, нарушение нравственных норм, определяющих отношение человека к окружающему миру, что проявляется в эгоизме, ксенофобии и разрушительном поведении. Ошибки в плане ценностных ориентаций приводят к отклонению человека от цели, от истинного предназначения; искаженное восприятие действительности обращает его ко мнимому благу, при этом утрачивается высший смысл человеческого существования.

5. Преодоление зла возможно только на основе сознания и уверенности в существовании высшего идеала, как другой совершенной реальности, стремления к действительно коренному изменению содержания своей жизни в смысле возможно более полного согласования ее с познанным идеалом.

6. Нравственность, как способность человека различать добро и зло и следовать добру, и духовность, как стремление к высшему идеалу, должны находиться во главе угла процесса воспитания нового поколения на всех уровнях.

7. Задача педагогов в настоящее время состоит в формировании собственного понимания и умения раскрыть перед обучающимися истинных смыслов высших моральных и духовных ценностей. При этом следует учитывать опасность ошибки воспитания только нравственности человека, которая без подлинной духовности не защищает от природного эгоизма.

Литература

1. Акимова Т.А., Хаскин В.В. Экология: Учебник для вузов. М.: ЮНИТИ, 1999. 455 с.

2. Бушева Е.Б. Человек: особенности, потребности, качество и перспективы жизни. *Strategia supravieuirii din perspective bioeticii, filosofiei si medicine. Culegere de articole stiintifice cu participare international. Vol.4 (20), CHISINAU-2014, CEP "Medicina". С. 278–281.*
3. Бушева Е.Б. Духовно-нравственное воспитание – проблема или решение? // Совершенствование системы подготовки кадров в высшем учебном заведении в контексте современных вызовов [Электронный ресурс]: сб. науч. ст. / ГрГУ им. Я. Купалы; редкол.: В. М. Кривчилов (гл. ред.) [и др.]. – Электронные данные, объёмом 6 МБ. – Гродно: ГрГУ, 2015. С. 212–216.
4. Мальцев В.А. Основные черты современной системы духовно-нравственного воспитания молодежи. Режим доступа: <https://iov.ast.social/news/634-2014-03-21-07-18-44.html>
5. Моисеев Н.Н. Быть или не быть... человечеству? М.: Ульяновский Дом печати, 1999. 228 с.
6. Мур Дж. Принципы этики. М.: Прогресс, 1984. 327 с.
7. Ожегов С.И. Словарь русского языка: Ок. 57000 слов / Под ред. чл.- корр. АН СССР Н.Ю. Шведовой. – 19-е изд., испр. М: Русский язык 1987. 750 с.
8. Осипов, А. И. Путь разума в поисках истины. Основное богословие / проф. А. И. Осипов. – Изд. 7-е, доп. М.: Даниловский благовестник, 2008. 429 с.
9. Осипов А.И. Искажения христианства. Режим доступа: <https://azbyka.ru/iskazheniya-xristianstva>.
10. Прохоров Б.Б. Экология человека. М.: Академия, 2007. 317 с.
11. Черниговская Т.В. Чеширская улыбка кота Шрёдингера: язык и сознание. М.: Языки славянской культуры, 2013. 448 с.

THE PROBLEM OF FORMING A PERSON IN THE MODERN WORLD

E.B. Busheva

The article considers the problem of forming a person in the modern world. It demonstrates that the problem implies a person's spiritual-moral development and improvement. Spirituality as a person's ability of distinguishing between good and evil, his/her orientation to the highest targets and senses which ought to be regarded as of paramount importance for the process of bringing up new generations at all levels.

Keywords: a person's special traits, needs, the moral, morality, spirituality, religious approach, bringing up.

УДК: 372.8

ПРЕПОДАВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ЭЛЕКТИВНЫХ КУРСОВ КАК ЭТАП ФОРМИРОВАНИЯ ЭКОЦЕНТРИЧЕСКОГО СОЗНАНИЯ (НА ПРИМЕРЕ ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКОГО ЦЕНТРА БЕНДЕРСКОГО ТЕОРЕТИЧЕСКОГО ЛИЦЕЯ)

О.Я. Россолова, Л.А. Ершов, Е.Р. Слобозиян

*Бендерский теоретический лицей, Бендеры, Приднестровье, Молдова
e-mail: rossolova@mail.ru*

В данной работе представлены и проанализированы компоненты специально организованной развивающей экологизированной образовательно-воспитательной среды, созданной в Исследовательском центре Бендерского теоретического лицея.

Ключевые слова: экологическое сознание, экоцентрическое и антропоцентрическое сознание, экологическое воспитание, Бендерский теоретический лицей, элективные курсы.

Введение

В последние десятилетия проблема экологического сознания стала особенно актуальной. И это закономерно, т. к. именно осознание человеком своей исключительности и превосходства над природой – первопричина экологического кризиса, на грани которого оказалось человечество. Пришло спасительное понимание того, что изменить ситуацию возможно, лишь кардинально поменяв сознание самих людей. В идеале человечество должно выйти на такой уровень экологического сознания, когда оно трансформируется в устойчивое экологическое мировоззрение личности и социума в целом [2].

Основная часть

Исследователи выделяют два принципиально противоположных типа экологического сознания: экоцентрическое и антропоцентрическое, обозначая в каждом определенные критерии и характеристики [9].

Современные российские экопсихологи С.Д. Дерябо, В.А. Ясвина считают, что «...экологический кризис в конце концов «победят» не специалисты по охране окружающей среды, а специальная система экологического образования, построенная на принципиально иной парадигме – экоцентрической, именно она приведет к формированию нового сознания, в котором будет восстановлено изначальное единство человека и природы» [4].

Биоцентризм и антропоцентризм – крайние точки зрения, но права, как всегда, «золотая середина». Нас очень радует, что по результатам опроса студентов Приднестровского государственного университета «52 % из числа опрошенных заявляли, что не верно говорить об одном центризме и выбрали биоантропоцентризм», проявив тем самым здравый смысл. Мы согласны с автором М.В. Капитальчук в том, что «возможно, совсем скоро будет вскрыто их диалектическое единство и появится новый подход, не принижающий ценность Человека и одновременно ставящий приоритеты на сохранении всего живого и этического отношения к животным» [6, с. 54–60].

Проблемы экологического образования находятся в центре внимания международного сообщества. Стратегическим направлением решения экологических проблем ЮНЕСКО считает создание сети образования, предусматривающей постановку экологических вопросов в центр всех учебных программ, начиная с детских дошкольных учреждений и кончая ВУЗами, подготовкой учителей и управленческого аппарата [1]. Ступени системы непрерывного экологического образования нашли отражение в Законе ПМР «Об охране окружающей природной среды». В стране устанавливается система всеобщего, комплексного и непрерывного экологического воспитания и образования, охватывающая весь процесс дошкольного, школьного воспитания и образования, профессиональной подготовки специалистов в средних и высших учебных заведениях, повышения их квалификации [5].

Глобальные изменения в развитии цивилизации добавляют новые требования к содержанию образования. Без сомнения, ответственность за полноценное экологическое образование и воспитание в основном возложена на школу. Однако, на сегодняшний день здесь сложилась парадоксальная ситуация. В силу многих причин современная школа не имеет возможностей для организации на своей базе полноценной эколого-образовательной среды, а, следовательно, и успешного формирования у детей ценностного отношения к природе. В большинстве из них нет надлежащих материально-технических условий, ограничены возможности введения в расписание дополнительных учебных курсов, отсутствует база для организации практической деятельности детей в природе. Разработанный в конце девяностых годов учебный предмет «Экология», дающий целостное представление об окружающем мире и нацеленный на формирова-

ние экоцентрического мировоззрения, занимает все более скромное место в базисном учебном плане. Параллельно уменьшилось время на изучение предметов естественно-научного цикла, вопросов экологии в рамках регионального и школьного компонентов.

В этом смысле в особом положении находится Бендерский теоретический лицей (далее – Лицей), структурным подразделением которого уже почти три десятилетия является Исследовательский центр (далее – Центр). По сути, Центр является городской экспериментальной площадкой эколого-просветительной направленности и составной частью единой системы образования города. Основная его миссия – создание условий, дополняющих возможности школ города в экологическом образовании. Центром накоплен необходимый аксиологический потенциал – это те источники и составляющие учебно-воспитательного процесса, возможности и средства, которые успешно используются для воспитания у учащихся отношения к природе как универсальной ценности.

К сожалению, и Лицей, и Центр испытывают те же трудности, что и школы. Но его специфика, методические, материально-технические и кадровые возможности позволяют их активно преодолевать; во многом это происходит благодаря многолетнему сотрудничеству с вузами, научными и общественными экологическими организациями. В условиях Центра существует специально организованная развивающая экологизированная образовательно-воспитательная среда. Это специально созданная в соответствии с поставленными целями система влияний и условий формирования личности по заданному образцу, а также возможностей для её развития, содержащихся в социальном и пространственно-предметном окружении [7]. Она включает в себя всю совокупность условий, средств и возможностей, содержащихся в пространственно-предметном и социальном окружении ребенка и способствующих становлению его экологической культуры. Целью данной публикации является анализ и представление компонентов этой среды.

В структуре образовательно-воспитательной среды Центра можно выделить несколько компонентов.

1. Содержательно-технологический компонент

Концепция экологического образования

Выделяют четыре компонента мировоззрения – познавательный, ценностно-нормативный, морально-нравственный и чувственно-волевой, которые суммарно отражают реальную готовность к определенному типу поведения и деятельности [3]. Концептуально содержание образования в Центре состоит в реализации познавательного компонента экологического мировоззрения. Он включает систему знаний, на основе которых строится целостная картина мира, систематизирующая результаты индивидуального и общечеловеческого познания, стиль мышления, определяющий характер практической деятельности, готовность и стремление получать, искать, перерабатывать информацию и творчески использовать ее на практике. Система знаний, входящих в познавательный компонент, обеспечивает в конечном итоге формирование умений и навыков практической экологически сообразной деятельности и поведения.

Модель экологического образования

В школах России экологическое образование реализуется в учебно-воспитательном процессе посредством трёх основных моделей. Однопредметная модель предполагает изучение экологии в рамках одной самостоятельной учебной дисциплины, её реализация происходила в 1990-е гг., когда интегрированный, комплексный учебный предмет включал в себя систему фундаментальных знаний по основам общей, социальной и прикладной экологии.

Многopредметная модель подразумевает глубокую экологизацию содержания традиционных школьных дисциплин как естественнонаучного, так и гуманитарного профиля, включение в их содержание вопросов эколого-природоохранного характера.

Смешанная модель заключается во введении специального курса «Основы экологии» с одновременной экологизацией учебных предметов естественнонаучного и гуманитарного циклов, проведением специальных факультативных курсов экологической направленности, организацией активной внеклассной деятельности школьников [10]. Центр отдаёт предпочтение смешанной модели, так как она наиболее гибко адаптирована к условиям Лицея, предоставляет широкие возможности для использования разных методик, подходов и признана наиболее перспективной для реализации целей экологического образования.

Формы обучения

За тридцатилетнюю историю Центра в его стенах прошли проверку временем следующие формы работы с детьми в рамках элективных курсов:

– аудиторные, лабораторные и практические занятия, исследовательские практикумы, творческие мастерские;

– групповые формы работы (межпредметные интегративные занятия, творческие проекты, интеллектуальные викторины, конкурсы идей, экскурсии, исследовательская деятельность, публичные защиты исследовательских работ, научные конференции, брифинги, экскурсии и занятия в музее);

– интеллектуальные, деловые игры и марафоны, круглые столы, экологические акции, праздники, конкурсы, экологический театр;

Особое значение имеет организация проектной исследовательской деятельности учащихся, связанной с решением творческой исследовательской задачи с заранее неизвестным решением. С педагогической точки зрения для формирования у школьников ценностного отношения к природе непринципиально, содержит ли детский исследовательский проект новую информацию, или начинающий исследователь открывает уже известные факты. Самое ценное в данном случае – исследовательский опыт, опыт творческого мышления школьника, который и является основным педагогическим результатом и самым важным приобретением ребенка.

Учитывая, что дети по своей природе являются исследователями, Центр поощряет эти их стремления, создаёт условия для развития любознательности, поддерживает желание экспериментировать, самостоятельно искать ответы. И в этом плане он имеет огромные преимущества перед школой, которое заключается в большей свободе выбора образовательно-воспитательных программ и более богатых возможностях в организации практической и научной деятельности детей с природными объектами как в условиях лаборатории, так и в естественной природной среде.

Обсуждение полученных результатов на научно-практических конференциях, участие в конкурсах и олимпиадах способствуют повышению уровня экологической культуры ребенка, закрепляют в его сознании представление о природе как универсальной ценности и необходимости ее охраны. Показательными являются результаты участия лицеистов в работе Исследовательского общества учащихся на городском и республиканском уровне: все исследовательские работы занимают призовые места в городском туре и достойно представляют Лицей на республиканском.

Технологии обучения

Понимая, что содержание, не сопровождаемое специальными технологиями обучения, остается малоэффективным, в Центре применяют разнообразные актуальные технологии. Использование в учебно-воспитательном процессе интерактивных технологий, и, прежде всего, проектных, компьютерных и игровых, моделирование экологических ситуаций, прогнозирование их развития, выбор оптимального варианта и разработка форм и методов управления ситуацией формируют умения и навыки принятия экологически ответственных решений, которые затем используются в практической деятельности в социоприродной среде.

Методы обучения

Основным является интерактивный метод, который ориентирован на более широкое взаимодействие учеников не только с учителем, но и друг с другом и на доминирование активности учащихся в процессе обучения. Место учителя в интерактивных уроках сводится к направлению деятельности учащихся на достижение целей. Из методов контроля преобладают конференции, защита проектов, интеллектуальные марафоны. Методы стимулирования учебно-познавательной деятельности – система поощрения за участие в конкурсах, акциях, конференциях, симпозиумах, Исследовательском обществе учащихся, участие в Летнем экологическом лагере.

2. Компонент «субъект-объект»

В настоящий момент в Центре преподают ведущие преподаватели ПГУ им. Т.Г. Шевченко, сотрудники Республиканского НИИ экологии, директор Республиканского гидрометцентра, из них 3 кандидата наук, а также преподаватели Лицея с большим опытом работы. Каждый ученик лицея вне зависимости от профиля обучения может посещать один или несколько элективных курсов; для ребят, обучающихся на Кафедре естественно-научного направления, посещение двух элективных курсов на выбор является обязательным.

3. Методический компонент

Концепция Центра – в поэтапной преемственности программ. В различных объединениях воспитанники могут заниматься несколько лет, переходя из одной программы в другую, выбирая свой образовательный маршрут и реализуя индивидуальную образовательную траекторию.

За время работы Центра было разработано и опробовано около пятидесяти авторских программ экологического профиля. Их вариативность даёт большую свободу в выборе учебных курсов с учетом меняющихся условий. Социолого-педагогическое обоснование выбора элективных курсов происходит в зависимости от возрастных особенностей и уровня сформированности отношения к природе учеников [8]. В последние годы к этому процессу активно подключаются лицеисты. Был проведен социологический опрос старшеклассников, и по его результатам в расписании Центра появились три элективных курса: «Экология человека», «Психология» и «Компьютерное моделирование».

Состав элективных курсов на каждый год определяется в соответствии с многоступенчатой моделью экологического образования [7].

I ступень – начальная, эколого-натуралистического направления – обеспечивает общее развитие обучающихся, овладение элементарными знаниями, умениями и навыками, необходимыми для ведения здорового образа жизни и организации экологически сообразной деятельности, элементами экологического мышления, культурой поведения в природе и обществе. Она является базой для получения экологического образования различной специализации. На этой ступени обучались дети пролицейских классов (с 5-го по 7-й). Им предлагаются элективные курсы: «Цветоводство», «Географы-краеведы», «Орнитология», «Юные натуралисты», которые позволяют детям войти в мир живой природы и выбрать индивидуальный образовательный маршрут.

II ступень дает специализированное экологическое образование и обеспечивает освоение обучающимися образовательных программ различной направленности, вариативного содержания и разной степени сложности (элективные курсы «Пчеловодство», «Гидробиология»).

III ступень является завершающим этапом экологического образования, обеспечивающим освоение обучающимися образовательных программ научно-исследовательского направления и допрофессиональной подготовки, развитие устойчивых

познавательных интересов и творческих способностей обучающегося, формирование навыков самостоятельной учебной и исследовательской деятельности, становление экологической культуры.

Третья образовательная ступень состоит из двух блоков: исследовательская деятельность детей и профильное обучение. На этой ступени для старших школьников предлагаются курсы, дающие основы той или иной профессии. Образовательные программы, реализуемые на третьей ступени, позволяют старшему подростку лучше узнать свои возможности и способности, развить их, осознанно сделать свой профессиональный выбор («Экология человека», «Современные проблемы биологии», «Основы экологической химии», «Бионика»). Третья ступень направлена на развитие индивидуального стиля научной деятельности, творчества, как предпосылки личностного и профессионального самоопределения.

На всех ступенях осуществляются принцип свободы выбора основного направления.

На разных уровнях обучения главная цель реализуется через достижение других, более узких целей. Например, цикл элективных курсов-практикумов «Общая биология», «Основы прикладной химии», «Прикладная химия», «Экологическая химия» ориентирован, главным образом, на формирование умений и навыков, необходимых для практической экологически сообразной деятельности, глубокого понимания биологических и химических процессов. Вся система деятельности учащихся в данном случае направлена на овладение практическими умениями и навыками.

4. Социально-коммуникативный компонент

В центре опробованы различные типы взаимодействий в классных, внеклассных, внешкольных и др. коллективах. Традиционной формой работы является участие в городских природоохранных акциях: Всемирные дни Земли, Воды, Науки, Защиты животных, Охраны окружающей среды, Защиты от экологической опасности, Биологического разнообразия, «Марш парков и скверов», «Покорми птиц зимой» и др. Дважды на базе Центра была проведена городская экологическая олимпиада.

Совместно с Бендерским историко-краеведческим музеем уже много лет реализуется программа «Музейная педагогика». При лицее действует старейшая в Приднестровье экологическая общественная организация «Пеликан». При участии ОО «Пеликан» проводятся международные конференции памяти великих земляков академиков Л.С. Берга, Е.К. Федорова, Н.Д. Зелинского, К.К. Гедройца, в которых лицеисты участвуют как полноправные члены научного сообщества.

5. Пространственно-предметный компонент

Этот компонент создаёт возможность непосредственного взаимодействия детей с объектами природы, проведения исследований и обработки их результатов. На территории Центра есть теплица, метеорологическая станция, искусственный водоём, вольеры для содержания животных, предметные лаборатории (химическая, биологическая, микробиологическая, гидробиологическая), компьютерный класс, конференц-зал для проведения массовых мероприятий. Поддерживаются в рабочем состоянии приборы и пополняются запасы реактивов, посуды в химической лаборатории. Это позволяет ребятам с кафедры естественнонаучного направления приобретать так необходимые им практические навыки.

Заключение

Таким образом, развивающая экологизированная образовательно-воспитательная среда Центра расширяет границы школьного образования, обогащают его содержательно, создают «экологическое пространство», в котором развивается индивидуальность детей в формировании ценностного отношения к природе.

Литература

1. Всемирный доклад по мониторингу образования ЮНЕСКО. Режим доступа: <https://gcedclearinghouse.org/sites/default/files/resources/245745r.pdf>
2. Глебов В.В. Экологическая психология: Уч. пособие. М.: РУДН, 2008. 243 с.
3. Гирусов Э.В. Восхождение к экологической культуре: необходимость и сущность // Библиотечное дело. СПб., 2010. № 3. С. 6–11.
4. Дерябо С.Д., Ясвин В.А. Экологическая педагогика и психология. Ростов-на-Дону: Издательство «Феникс», 1996. 480 с.
5. Закон ПМР «Об охране окружающей природной среды», статья 73. Режим доступа: <http://www.vspmr.org/legislation/laws/zakonodateljni-e-akti-pridnestrovskoy-moldavskoy-respubliki-v-sfere-agropromishlennogo-kompleksa-i-ekologii/zakon-pridnestrovskoy-moldavskoy-respubliki-obohrane-okrujayuschey-sredi.html>
6. Капитальчук М.В. Биоцентризм и антропоцентризм в философском наследии В.И. Вернадского и Л.Н. Толстого. Биогеохимия – научная основа устойчивого развития и сохранения здоровья человека: Тр. XI Межд. биогеохимической школы, посвященной 120-летию со дня рождения В.В. Ковальского. Тула: Тул. гос. пед. ун-т им. Л.Н. Толстого, 2019. Том 1. С. 54–60.
7. Положение о Исследовательском Центре МОУ Бендерский теоретический лицей. Бендеры, 2019.
8. Ситаров В.А., Пустовойтов В.В. Социальная экология: Учеб. пособие для студ. высш. пед. учеб. заведений. М.: Изд-кий центр «Академия», 2000. 280 с. Режим доступа: https://www.lib.bsu.ge/e-books/book_171.pdf
9. Филипенко В.Ю. Экологическое сознание: антропоцентризм и эоцентризм // Молодой ученый, 2016. № 11. С. 1818–1822.
10. Формирование ценностного отношения учащихся к природе в условиях интеграции общего и дополнительного образования / под ред. В.А. Игнатовой. Тюменский гос. Нефтегазовый ун-т. Тюмень: ТЮМГНГУ, 2008. 154 с.

TEACHING ECOLOGICAL ELECTIVE COURSES AS A STAGE OF THE FORMATION OF ECOCENTRIC CONSCIOUSNESS (ON THE EXAMPLE OF THE RESEARCH CENTER OF THE BENDERSKY THEORETICAL LICEUM)

O.Ya. Rossolova, L.A. Ershov, E.R. Sloboziyan

This work presents and analyzes the components of a specially organized developing ecologically friendly educational environment created at the Research Center of the Bender Theoretical Lyceum.

Keywords: environmental consciousness, ecocentric and anthropocentric consciousness, environmental education, Bender theoretical lyceum, elective courses.

УДК 377.112.4; 377.3; 504.05

ОХРАНА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ КАК СВЯЗУЮЩЕЕ ЗВЕНО ПРИ ПРАКТИКО-ОРИЕНТИРОВАННОМ ОБУЧЕНИИ СПАСАТЕЛЕЙ-ПОЖАРНЫХ 7 РАЗРЯДА

Е.Г. Сарасеко

*Гомельский филиал Университета гражданской защиты Министерства по чрезвычайным ситуациям Республики Беларусь, Гомель, Белоруссия
e-mail: elen_saraseko@tut.by*

Цель данной работы предложить некоторые методологические приемы для профессиональной подготовки рабочих по профессии 5411-005 «Спасатель-пожарный» (уровень квалифи-

кации – 7 разряд). Методы: системный метод наблюдения. Результаты: предложенные методологические приемы для изложения нового материала развивают у слушателей (обучающихся) познавательные интересы, навыки самостоятельной и коллективной работы, формируют научный интерес. Область применения исследований: предложенные методологические приемы позволяют сформировать образ нового современного преподавателя – валеологически компетентного.

Ключевые слова: охрана окружающей среды, экологический риск, дополнительное образование взрослых, нефтяное загрязнение, вода, набор знаний.

Введение

Основными задачами научного обеспечения в сфере защиты окружающей среды являются развитие научных знаний об экологических основах устойчивого развития Республики Беларусь, выявление новых экологических рисков, порождаемых развитием общества, а также природными процессами и явлениями. Известно, что трансграничная территория Беларусь – Латвия – Литва характеризуется высокой концентрацией предприятий химической промышленности, характеризующиеся плотной транспортной сетью и удаленностью от крупных городов. В Республике Беларусь около территории сопредельных государств размещены:

- предприятие «Полимир»;
- нефтеперерабатывающий завод «Нафтан»;
- нефтепровод «Дружба» в г. Новополоцке;
- предприятие «Азот» в г. Гродно.

Успех любого вида деятельности непосредственно связан с отношением к возникающим при ее осуществлении рискам, последние тесно связаны с неопределенностью, которая обладает еще большей степенью разнообразия проявлений и содержания. Количественная интерпретация неопределенности и есть собственно риск, т. е. риск есть форма или способ снятия неопределенности. Однако многогранность процессов снятия неопределенности, их специфичность применительно к различным сферам деятельности на сегодняшний день не дает однозначного понимания сущности риска. Риск всегда связывается с опасностью, с возможностью недостижения поставленных целей или получения опасных непредвиденных результатов. Однако в полной мере содержание риска можно раскрыть лишь анализируя ситуацию, т. е. совокупность факторов и условий, формирующих соответствующее «окружение» того или иного вида деятельности, при наличии возможностей альтернативного поведения. Ситуация риска характеризуется обычно: неопределенностью и случайностью, существованием определенных альтернатив поведения, возможностью определения степени вероятности получения ожидаемых результатов и т. д. [1].

Основные элементы управления риском предполагают его анализ (процедура выявления и оценки), выбор методов воздействия на риск (включая оценку их эффективности), принятие решения, воздействие на риск (снижение, сохранение, передача), контроль результатов [2]. Ключевым здесь, несомненно, является оценка степени риска, включающая в себя расчет вероятности наступления рискогенных ситуаций и их последствий.

При этом сегодня разработка и развитие информационных технологий в целях государственного управления в области охраны окружающей среды также является довольно актуальным направлением.

Применительно к экологическим рискам предлагается схема анализа, включающая его оценку, экспертизу безопасности человека и окружающей среды, особенности управления риском, соответствие целям социально-экономического развития, критериям безопасности человека, общества и окружающей среды, принципам приемлемости,

практическим проблемам обеспечения безопасности, возможностям принятия мер по снижению риска, и в конечном счете, определения степени его приемлемости [3].

Методы

Использовался системный метод наблюдения при взаимном посещении преподавателями занятий по дисциплине «Охрана окружающей среды» и другим специальным дисциплинам.

Результаты

Подготовка спасателей-пожарных 7 разряда в системе дополнительного образования взрослых должна включать:

- практическую отработку технологических операций по задержанию нефтяного пятна или другого аварийно-химического опасного вещества в условиях местного, регионального и глобального загрязнения;
- приобретение практических навыков по поиску аварийных разливов нефти или других химически опасных веществ на почве, в воде и атмосфере;
- обновление и закрепление у будущих работников МЧС знаний и навыков в обращении со специальным оборудованием и техническими средствами, используемым при ликвидации чрезвычайной ситуации в летних и зимних условиях состояния окружающей среды.

Поэтому приобретенные знания из дисциплины «Охрана окружающей среды» при этом должны позволять будущим спасателям-пожарным 7 разряда полностью раскрыть свой внутренний творческий и научный потенциал при выполнении вышперечисленных задач. Но, для этого сам сотрудник МЧС Республики Беларусь должен также уже иметь определенный, накопленный набор знаний по таким дисциплинам как «Неорганическая химия», «Органическая химия», «Биология», «Анатомия человека», «География», которые он получил, обучаясь в общеобразовательной школе.

На занятии по дисциплине «Охрана окружающей среды» в высшем учебном заведении преподаватель должен стремиться повышать у слушателей уровень экологической безопасности для того, что будущие сотрудники МЧС Республики Беларусь могли быстро и профессионально реагировать на аварийные разливы/выбросы нефтепродуктов и других химических веществ. Например, проблема загрязнения реки Западная Двина нефтепродуктами в случае техногенной аварии может повлечь за собой гибель речной растительности, мелких животных и птиц не только на территории Республики Беларусь, но и на территории Литвы (река Даугава). Поэтому, для того чтобы успешно ликвидировать нефтяную пленку с поверхности воды, обучающимся по профессии спасатель-пожарный 7 разряда после лекционного занятия по дисциплине «Охрана окружающей среды» для самостоятельной подготовки в целях закрепления пройденного материала, дается ряд домашних заданий среди которых:

- продумайте и предложите свою принципиальную схему устройства для сбора нефтепродуктов с поверхности воды, позволяющего собирать их в непрерывном режиме;
- на конкретных примерах докажите, что глобальное потепление климата, загрязнение воды нефтепродуктами, смазочными маслами и т. д. может быть связано с неправильной эксплуатацией автомобилей, которые имеются в вашем расположении в техническом парке;
- составьте схему загрязнения воды, почвы и атмосферы аварийно-химическими опасными веществами и нефтепродуктами при возникновении аварии на нефтеперерабатывающем производстве, на производстве по выпуску минеральных удобрений и полимерных материалов;

- что такое биологический (микробиологический) метод очистки воды;
- какие органические и неорганические загрязнители воды вы знаете?
- какие виды специальных технических и химических средств вы знаете для локализации и ликвидации разливов нефти?
- как происходит радиоактивное загрязнение речных вод и вод Мирового океана?

Заключение

В итоге хотелось бы отметить, что преподаватель, который участвует в подготовке рабочих по профессии «Спасатель-пожарный» 7 разряда, должен стремиться выдерживать принцип партнерства для успешного взаимодействия с обучающимися в современном педагогическом пространстве. А, как известно, принцип партнерства при обучении выполняется при трех условиях: взаимном интересе сторон, обоюдной ответственности и равном вкладе в достижении поставленной цели. Необходимо постепенно отходить от восприятия преподавателя, как единственного человека, отвечающего за развитие обучающихся. Работа преподавателя со слушателями должна быть постепенным и непрерывным процессом. Но, при этом, сам педагог должен постоянно обновлять, пополнять и расширять свой диапазон научных знаний, так как ему в довольно сжатые сроки обучения необходимо обеспечить усвоение теоретических знаний будущими спасателями, а затем отработать приобретенные навыки на практике в условиях, приближенных к естественным условиям.

Литература

1. Цепяев С.П., Цепяева Н.С. Неопределенность и риски: проблема понимания и интерпретации // Научно-технические проблемы водохозяйственного и энергетического комплекса в современных условиях Беларуси: сб. матер. Межд. науч.-практ. конф., Брест, 21–23 сентября 2011 года; редкол.: П.С. Пойта, А.А. Волчек [и др.]. Брест: М-во образования Респ. Беларусь, УО Брестский госуд. технический ун-т, 2011. Ч. II. С. 91–95.
2. Човушян Э.О. Управление риском и устойчивое развитие. М.: Изд-во РЭА им. Г.В. Плеханова, 1992. 138 с.
3. Шапкин А.С. Теория риска, моделирование рискованных ситуаций. М.: Издательско-торговая корпорация «Дашков и К°», 2006. С. 79.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AS A BINDING LINK IN PRACTICALLY-ORIENTED TRAINING OF RESCUER-FIREFIGHTER (QUALIFICATION – 7 GRADE)

H.G. Saraseko

Purpose: proposing some methodological techniques in the context of training specialists for the profession 5411-005 «Rescuer-firefighter» (qualification – 7 grade). Methods: the system observation method. Results: methodological techniques proposed for teaching the new stuff for develop cognitive interests of learners, their habits of independent and collective work as well as their research interests. Application field of the research: the proposed methodological techniques enable to develop the image of a modern educator – a competent one, possessing professional skills of teaching.

Keywords: environmental protection, environmental risk, additional adult education, oil pollution, water, a set of knowledge.

УДК 550.47

ФОРМИРОВАНИЕ ОСНОВ БИОГЕОХИМИЧЕСКИХ ЗНАНИЙ У ШКОЛЬНИКОВ НА ОСНОВЕ ИЗУЧЕНИЯ НАТУРНОГО ОБЪЕКТА

О.П. Семенко, А.И. Капитальчук

*Бендерская средняя школа № 5, Бендеры, Приднестровье, Молдова,
e-mail: ksiunia21@mail.ru*

Обсуждается проблема формирования основ биогеохимических знаний у учащихся средней школы. Показано, что эффективное решение этой проблемы может быть достигнуто путем привлечения учащихся к биогеохимическим исследованиям.

Ключевые слова: биогеохимия, почва, растения, насекомые, сукцессия, металлы, обучение.

Введение

Важнейшим аспектом современных экологических исследований является познание процессов миграции и массобмена химических элементов между живыми организмами и окружающей средой, являющихся предметом изучения биогеохимии. Эти процессы связывают в единое целое окружающую среду и живые организмы. Биогеохимические исследования позволяют лучше понять фундаментальные законы не только природных систем, но и их трансформацию в результате воздействия хозяйственной деятельности. В связи с этим биогеохимия становится теоретической основой для решения ряда практических задач: поиск месторождений полезных ископаемых; выявление биогеохимических провинций с геохимическими отклонениями, способными вызвать патологические реакции организмов; использование микроэлементов в сельском хозяйстве и медицине; разработка методов контроля за содержанием и распределением опасных загрязнителей и др. [3].

Приведенные выше аргументы свидетельствуют об актуальности преподавания биогеохимии в высшей школе при подготовке специалистов естественного профиля, а также формирования основ биогеохимических знаний у учащихся обычной общеобразовательной школы. Усвоение биогеохимических представлений школьниками будет способствовать формированию у них многогранной экологической культуры, что является непременным условием эффективного решения стоящих перед человечеством экологических проблем.

Вследствие междисциплинарного характера биогеохимии формирование целостных биогеохимических представлений у учащихся в рамках школьной программы является непростой задачей, предполагающей, прежде всего, интеграцию знаний по химии и биологии. Одним из вариантов решения этой задачи, на наш взгляд, является привлечение учащихся к биогеохимическому изучению конкретного природного объекта, доступного для непосредственного наблюдения.

Материалы и методы

Исследование проводилось в рамках научного общества учащихся и включало два аспекта: биоэкологический и геохимический с перспективой перехода к биогеохимическому. В качестве объекта исследования нами был выбран сквер им. 10-летия образования Бендерского ГОВД, располагающийся в центральной части г. Бендеры и подвергающийся значительным антропогенным воздействиям. В 2012–2015 гг. в сквере размещались аттракционы детского развлекательного комплекса.

В 2015 году в конце сезона (осенью) он прекратил свое существование, оставив после себя, участки с полностью уничтоженной естественной растительностью, которые мы отнесли к 1-й группе. Во 2-ю группу попали участки, на которых также размещались развлекательные комплексы, но естественная растительность на них частично сохранилась. К 3-й группе мы отнесли участки, подвергавшиеся менее интенсивному антропогенному воздействию, на которых почти полностью сохранилась естественная растительность. В 2018–2020 гг. растительный покров на территории сквера периодически подвергался стрессовым воздействиям в связи с временным размещением здесь передвижного цирка и аттракционов.

Главные требования к методам натуральных наблюдений и лабораторного анализа, применявшихся в эксперименте – безопасность и доступность для овладения школьниками. Наблюдение за растительностью сквера, приводилось на протяжении 2016–2020 гг. Биоэкологическое направление исследований включало определение биологического разнообразия сквера и отслеживание сукцессионных процессов на участках с нарушенной естественной растительностью. Виды растений определялись с помощью определителей [1, 4]. Информация о значении видов бралась из источников [1, 14]. Консультативную и практическую помощь в определении видов нам оказала заведующая гербарием Приднестровского университета Наталья Смурова.

Сбор насекомых на территории сквера и прилегающих к нему территориях осуществлялся в весенний и летний периоды 2014–2015 гг. Жуков собирали вручную. Бабочек ловили сачком. Пчел, ос, шмелей, стрекоз, мух, комаров в основном собирали тогда, когда они были в не активном (малоподвижные) состоянии. Ловушки не использовались, поэтому встреча с насекомыми носила случайный характер. Виды определяли по школьным атласам-определителям беспозвоночных [6, 7] и уточняли по определителям насекомых [2, 9]. Собранных насекомых помещали в морозильную камеру. При подготовке коллекции мы пользовались общепринятыми методами изготовления энтомологической коллекции [5]. Неопределенные виды в коллекцию не вошли.

Весной 2020 года в сквере методом прикопок до глубины 10 см были отобраны образцы почв для проведения геохимических исследований (рис.).

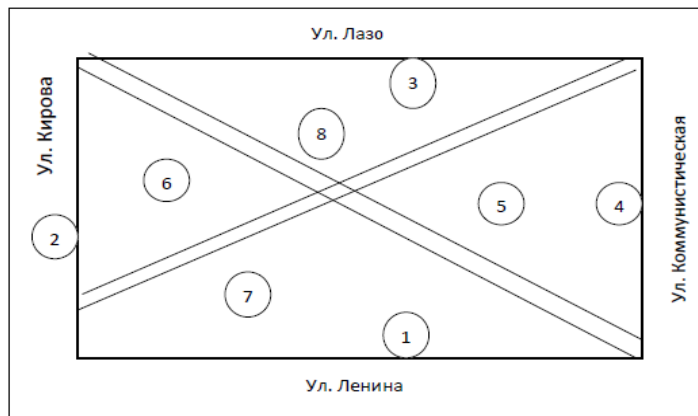


Рис. Схема отбора почвенных образцов в сквере им. 10-летия образования Бендерского ГОВД

Почвенные образцы № № 1–4 отобраны по четырем сторонам сквера вблизи прилегающих к ним автодорог, образцы 5–8 взяты внутри сквера на участках с разной степенью нарушения растительного покрова. Подготовка почвенных образцов для химического анализа проводилась в соответствии с [15]. Затем готовили кислотную вытяжку: 10 г почвы заливали 50 мл 1 М раствором серной кислоты, смесь выдерживали сутки,

а потом фильтровали. Для определения содержания металлов (Pb, Cu, Fe, Ca, Mg) в почвенной вытяжке использовали качественные реакции на ионы данных металлов [10, 11]. В частности, для обнаружения свинца использовали иодид калия, меди – нашатырный спирт, железа – раствор красной кровяной соли, кальция и магния – соляную кислоту.

Результаты и обсуждения

Изучение растительного покрова сквера показало, что даже в условиях городской среды на участках 2-й и 3-й группы, в меньшей степени подвергавшихся антропогенному воздействию, сохранилось значительное видовое разнообразие. За период наблюдения с 2016 года нами на территории сквера было определено более 70 видов растений, которые принадлежат к 26 семействам [12, 13]. Однако разнообразие травянистой растительности в сквере гораздо шире, поскольку пока не все виды удалось определить. Среди выявленных нами видов 34 вида относятся к сорным, но 15 из них одновременно считаются лекарственными. Определены 14 пищевых видов, 10 видов кормовых, 13 медоносных, а 12 видов содержат эфирные масла. Примечательно, что в городском сквере был обнаружен краснокнижный вид – лук круглоногий (*Allium sphaeropodum*).

Разнообразие травянистой растительности сквера сочетается со значительным видовым разнообразием насекомых. Всего нам удалось определить 53 вида насекомых, принадлежавшие к 6 отрядам и 33 семействам [8], среди которых виды, внесенные в Красную книгу Приднестровья – *Lucanus cervus*, *Scolia hirta*, *Calopteryx splendens*.

На участках с полностью уничтоженным травяным покровом (участки 1-й группы) после уменьшения на них антропогенного воздействия наблюдались элементы восстановительной сукцессии [12, 13]. Изменение видового состава растительности на нарушенных участках наблюдалось, как в течение отдельного вегетационного периода, так и от года к году. Сразу после сноса развлекательных аттракционов в 2016 году участки 1-й группы стали стремительно зарастать сорной растительностью. Причем, в первую половину вегетационного периода здесь господствовал татарник обыкновенный (*Onopordum acanthium*), который занимал лидирующее положение среди видов на нарушенных участках в течение 2016–2017 гг. Затем его численность резко уменьшилась, а в 2019 году и весной 2020 года он встречался только единично, уступив место злаковым видам (житняк, костер, мятлик, пырей и др.). Во второй половине лета после скашивания травы в сквере на нарушенных участках вместо татарника доминантным видом первоначально становится марь городская, а с 2017 года – марь городская совместно с карантинным сорняком – амброзией полыннолистной. Однако, уже в 2019 году злаковые растения на нарушенных участках постепенно вытесняют марь и амброзию, получает распространение инвазивный вид гринделия растопыренная (*Grindelia squarrosa*). В растительном покрове происходит фрагментация разных ассоциаций, локальные участки с доминирующим положением занимают: амброзия, марь, гринделия, злаковые, поросль айланта высочайшего (*Ailanthus altissima*) и др. На основании этого можно прогнозировать дальнейшее вытеснение злаками с нарушенных участков мари и амброзии.

Таким образом, на участках сквера, где была уничтожена растительность, наблюдается процесс восстановительной сукцессии, в ходе которого за пять лет наблюдений происходил переход от стадии бурьянистых сообществ к стадии корневищно-злаковых ассоциаций.

Изучаемый сквер со всех сторон окружен автомобильными дорогами, поэтому существует вероятность загрязнения его почвенного покрова под воздействием автотранспорта. Кроме того, на разные участки сквера неоднократно завозился почвогрунт, что также мог-

ло привести к неоднородности химического состава почвы. В связи с этим было решено провести химический анализ почвы в разных частях сквера (см. рисунок) на предмет обнаружения металлов Pb, Cu, Fe, Ca, Mg. Результаты химического анализа с применением качественных реакций на ионы данных металлов представлены в таблице.

Из таблицы видно, что на всех участках сквера обнаружено присутствие кальция с магнием, железа и свинца. Небольшая концентрация меди зафиксирована только на одном участке (образец № 4), который примыкает к самой оживленной автомагистрали по улице Коммунистической. Здесь же обнаружена наибольшая концентрация свинца, что может быть связано с воздействием автотранспорта.

Повсеместное присутствие кальция связано с карбонатным характером местных почв, а неоднородность концентрации карбонатов на территории сквера, вероятнее всего, обусловлена привнесением постороннего мелиоративного почвенного материала. При этом наименьшие концентрации карбонатов связаны с участками, где почва менее преобразована.

Трехвалентное железо на территории сквера распределено довольно равномерно. Его максимальная концентрация обнаружена в глубине сквера со стороны ул. Коммунистической (образец № 5), где ранее проводилось землеваяние. Здесь же отмечалось и значительное содержание кальция с магнием. Наименьшее количество железа зафиксировано на хорошо сохранившемся участке 3-й группы (образец № 7).

Таблица

**Результаты обнаружения ионов металлов
в почве сквера им. 10-летия образования Бендерского ГОВД**

№ почвенного образца	Наименование металла			
	Ca ²⁺ + Mg ²⁺	Fe ³⁺	Pb ²⁺ (Fe ²⁺)	Cu ²⁺
1	+	+	+	–
2	+ ²	+	+	–
3	+ ⁰	+	+	–
4	+ ²	+	+ ²	+ ⁰
5	+ ²	+ ²	+	–
6	+ ⁰	+	+	–
7	+ ⁰	+ ⁰	+	–
8	+ ⁰	+	+ ²	–

Примечание. Интенсивность реакции: +⁰ – слабая, + – средняя, +² – бурная.

Содержание свинца, как и трехвалентного железа, мало изменяется на территории сквера. Повышенной концентрацией этого загрязнителя отличаются только два участка: первый находится под воздействием автомобильной магистрали (образец № 4), а на втором располагались аттракционы с использованием аккумуляторных батарей.

При добавлении иодида калия в почвенную вытяжку образца № 1 образовался творожный графитовый осадок и выделился бурый газ, что может свидетельствовать о присутствии на этом участке свинца в комплексе с двухвалентным железом.

Таким образом, возможное антропогенное загрязнение некоторых участков сквера, можно рассматривать лишь по отношению к свинцу. В целом химическая неоднородность верхнего почвенного слоя сквера связана с проведением землеваяния.

Заключение

В результате участия школьников в эколого-геохимических исследованиях городского сквера учащиеся научились определять виды растений и насекомых, изготавливать

гербарий и коллекцию насекомых, получили наглядное представление об антропогенном воздействии на растительный покров и восстановительной сукцессии, овладели навыками отбора почвенных образцов, подготовки их к химическому анализу и обнаружения ионов металлов с помощью качественных реакций, проведения анализа полученных результатов и их представления. В целом, проведенное исследование способствовало углублению и расширению знаний о природе родного края и формированию экологической культуры у его участников.

В дальнейшем планируется продолжить исследование, включив в него собственно биогеохимический аспект, связанный с изучением накопления химических элементов растениями.

Литература

1. Гейдеман Т.С. Определитель высших растений Молдавской ССР. Кишинев: Штиинца, 1986. 638 с.
2. Горностаев Г.Н. Наскомые СССР. М.: Мысль, 1970. 215 с.
3. Добровольский В.В. Основы биогеохимии. Учеб. для студ. высш. учеб. заведений. М.: Академия, 2003. 400 с.
4. Жилкина И.Н. Растения Приднестровской Молдавской Республики. С.-Пб., 2002. 92 с.
5. Козлов М., Нинбург Е. Ваша коллекция. Сбор и изготовление зоологических коллекций. Пособие для учащихся. М.: Просвещение, 1971. 160 с.
6. Козлов М.А., Олигер И.М. Школьный атлас-определитель беспозвоночных. М.: Просвещение, 1991. 207 с.
7. Корнелио М.П. Школьный атлас-определитель: Кн. для учащихся. М.: Просвещение, 1986. 255 с.
8. Малых Л.Ю., Семенко О.П., Капитальчук А.И. К фауне насекомых города Бендеры // Академику Л.С. Бергу – 140 лет: Сб. науч. статей / Ред. совет: И.К. Тодераш [и др.]. Бендеры: Eco-TIRAS, 2016. С. 168–170.
9. Мамаев Б.М., Медведев Л.Н., Правдин Ф.Н. Определитель насекомых европейской части СССР. – М.: Изд-во «Просвещение», 1976. – 304 с.
10. Рудзитис Г.Е., Фельдман Ф.Г. Химия Неорганическая химия. Органическая химия. 9 класс. М.: Просвещение, 2009. 191 с.
11. Рудзитис Г.Е., Фельдман Ф.Г. Химия. Основы общей химии. 11 класс. М.: Просвещение, 2012. 159 с.
12. Семенко О.П., Капитальчук А.И. Изменение биоразнообразия в сквере города Бендеры под антропогенным влиянием // Интегрированное управление трансграничным бассейном Днестра: платформа для сотрудничества и современные вызовы. Мат-лы междунар. конф. Тирасполь: Изд-во «Elan Poligraf», 2017. С. 329–332.
13. Семенко О.П., Капитальчук А.И. Антропогенная сукцессия травянистой растительности в условиях городской среды // Биоразнообразие и факторы, влияющие на экосистемы бассейна Днестра. Мат-лы научно-практ. конф. (с междунар. участием). Tiraspol: Eco-TIRAS, 2018. С. 165–168.
14. Фисюнов А.В. Сорные растения. М.: Колос, 1984. 320 с.
15. Химический анализ почв: Учеб. пособие / О.Г. Растворова, Д.П. Андреев, Э.И. Гагарина, Г.А. Касаткина, Н.Н. Федорова. СПб.: Изд-во С.-Петербургского ун-та, 1995. 264 с.

FORMATION OF THE BASIS OF BIOGEOCHEMICAL KNOWLEDGE IN SCHOOLS ON THE BASIS OF STUDYING A NATURAL OBJECT

O.P. Semenko, A.I. Kapitflchuk

The problem of the formation of the foundations of biogeochemical knowledge among secondary school students is discussed. It is shown that an effective solution to this problem can be achieved by involving students in biogeochemical research.

Keywords: biogeochemistry, soil, plants, insects, succession, metals, learning.

УДК 550.47:372.857

БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ЗНАНИЯ В ШКОЛЬНОМ КУРСЕ БИОЛОГИИ

Е.А. Яцкова¹, М.В. Капитальчук²

¹Каменская средняя школа № 3, Каменка, Приднестровье, Молдова,
e-mail: elenayatskova@gmail.com

²Приднестровский государственный университет им. Т.Г. Шевченко, Тирасполь,
Приднестровье, Молдова, e-mail: marinakapitalchuk@yandex.ru

В статье говорится о биогеохимической неграмотности и обосновывается необходимость внедрения знаний о региональных особенностях биогеохимической обстановки на примере Каменского района в Приднестровье.

Ключевые слова: биогеохимические знания, школьный курс биологии, Каменский район, йод, селен, кальций.

Введение

Биология, как школьный предмет, является системой биологических понятий, которые должны развиваться в логической последовательности. Освоение и применение соответствующих понятий указывает на степень усвоения биологических знаний. Биогеохимия является одной из важнейших биологических наук. Она рассматривает закономерности миграции, распределения, рассеяния и биоконцентрирования химических элементов в биосфере [5, с. 56].

В последнее время особенно остро обсуждаются вопросы о необходимости употребления макро- и микроэлементов, как в СМИ, так и в научном мире. В этой проблеме есть явные противоречия у потенциальных потребителей препаратов. Например, надо ли употреблять кальций, если у нас жесткая вода, можно ли пользоваться фторсодержащими зубными пастами, если у нас флюороз, можно ли употреблять дополнительно железо и другие тяжелые металлы, если говорят о загрязнении ими окружающей среды. Поэтому особенно актуальными становятся региональные биогеохимические знания.

Степень реальных биогеохимических знаний школьниками о здоровой пище и культуре питания продолжает оставаться совершенно недостаточной. Интересны исследования того, насколько школьники осознают связь «здоровье – рациональное питание – жизненно необходимые элементы – биологическая роль элементов» [2, 3, 20]. Насколько ясно молодые люди будут понимать эту связь, настолько мы можем судить о будущем состоянии здоровья подрастающего поколения. В связи с этим повышается роль школьного курса биологии в формировании биогеохимических знаний.

Биологи МГУ им. М.В. Ломоносова считают, что сегодня появилась необходимость создания новой системы биологического образования: «обществу надо пересмотреть свои потребности, но сразу ничего не получится...» [4, с. 255].

Сейчас все больше внимание уделяется биологическому образованию и ликвидации биологической неграмотности. К каким последствиям может привести биологическая неграмотность – можно привести тысячи примеров, но цель нашей работы – сосредоточить внимание на биогеохимической неграмотности и обосновать необходимость внедрения знаний о региональных особенностях биогеохимической обстановки на примере Каменского района в Приднестровье.

Основная часть

Анализ программ и учебных пособий школьного курса биологии для 6–11 классов показал, что на протяжении каждого года обучения можно обнаружить незначи-

тельное присутствие биогеохимических понятий. Так, в 6 классе, рассматривая вопросы корневого питания, упоминаются такие элементы, как азот, калий, фосфор, которые входят в состав минеральных удобрений и жизненно необходимы для нормального роста растений и получения качественного урожая.

В курсе биологии 7-го и более подробно 8-го классов на примере животных и человека учащиеся знакомятся с основными химическими элементами и некоторыми органическими веществами (белки, жиры, углеводы, гормоны, витамины). Упоминаются такие элементы, как кальций и фосфор в составе зубов и костной ткани, йод для нормального функционирования щитовидной железы, железо в составе гемоглобина.

Основные закономерности функционирования живых организмов как целостных открытых систем рассматривается на поверхностном уровне в курсе общей биологии в 9 классе. Более насыщенным источником биогеохимических знаний является содержание курса общей биологии 10 класса. Рассматривается классификация химических элементов (макро-, микро-, ультрамикроэлементы) и их значение для живых организмов.

Содержащиеся в живых организмах химические элементы в школьном курсе биологии принято делить по количественному признаку: макроэлементы, микроэлементы и ультрамикроэлементы. Данная классификация проста и удобна, но она не дает ответа на главный вопрос – какова биологическая роль того или иного элемента в организме [10, с. 130]. Кроме того, количественное содержание некоторых элементов в организме может значительно варьировать в зависимости от среды обитания человека, его рациона питания и характера трудовой деятельности.

Школьный курс биологии 11 класса раскрывает экологические аспекты в контексте целостного рассмотрения живой природы, включая общие понятия биогеохимии на примере тем «Круговорот веществ в биосфере», «Экологические факторы».

В Приднестровье в последние годы активно проводятся системные исследования по изучению распределения макро- и микроэлементов в компонентах окружающей среды [7–15], что является источником региональных биогеохимических знаний.

Наиболее популярные и часто рекламируемые элементы в нашем регионе – это йод, селен, кальций. Успехи в установлении эссенциальной роли этих элементов, определили интенсивность исследований в области создания биологически активных добавок. Однако, рекламодатели совершенно не ориентируются на результаты региональных исследований и не учитывают биогеохимическую обстановку.

Почему-то в Приднестровье бытует мнение, что йода мало в почвах и его необходимо регулярно дополнительно употреблять в виде фармпрепаратов. Но, по приведенному районированию [1, с. 53], Приднестровье имеет оптимальный уровень обеспеченности почв йодом. По районированию Каменский район в почвах имеет 4–5 мг/кг, при норме 5–40 мг/кг. Если принять за нормальную обеспеченность почв йодом интервал 5,0–40,0 мг/кг и избыток – более 40 мг/кг, то можно сделать вывод о том, что почвы Каменского района в незначительной степени испытывают дефицит йода. Если сравнить с почвами Белоруссии (0,15–7,8 мг/кг [19]) и юга Западной Сибири (0,81–6,2 мг/кг [6]), то Каменка имеет более высокий йодный статус. Но доступность йода для растений определяется содержанием его водорастворимых форм: 0,011–0,03 – низкое содержание, 0,03–0,05 – пониженное, 0,05–0,1 мг/кг – оптимальное [18]. Водорастворимые формы йода в Молдавии установлены в пределах от 0,01 до 0,75 мг/кг при среднем значении 0,53 мг/кг [17]. Таким образом, среднее значение содержания в почвах Каменского района водорастворимых форм йода достаточно высокое, и йод в большинстве случаев должен хорошо аккумулироваться растениями.

В работах [11, 12, 14] проанализирован риск возникновения эндемического зоба в Приднестровье на основе экологического статуса йода в регионе. Сопоставляя данные

различных исследователей о количестве йода в компонентах окружающей среды Молдавии и представляя авторские данные по содержанию йода в биоматериале, мы делаем вывод, что нет выраженного дефицита йода в Приднестровье.

Следующий элемент, о котором много говорят и рекомендуют дополнительно употреблять в виде БАД – это селен. Согласно современным данным, дефицит селена характерен для многих стран, в том числе для Европейских, включая страны СНГ и Балтии, но не для Каменского района и Приднестровья в целом [8, 9].

По данным исследований [9] оказалось, что жители долины Днестра обладают феноменально высоким селеновым статусом. На основе проведенных системных исследований установлено, что биогеохимические условия Приднестровья характеризуются оптимальными показателями по содержанию селена в почвах и растениях. Есть ли необходимость всему населению Каменского района рекомендовать для профилактики селеносодержащие БАДы, если известно, что по уровню обеспеченности селеном население Приднестровья занимает первое место в Европе.

Подобно селеновой проблеме, существует также и ряд вопросов по обеспеченности населения Приднестровья другими микро- и макроэлементами, на которых нет ответов. Так, на примере города Каменка была рассмотрена обеспеченность жителей биогенными элементами: Na, K, Mg, Ca, P, Cl, Fe, и выявлено патологическое содержание некоторых элементов в организме человека (в сыворотке крови) [15,16].

Исходя из представленных данных авторами [15] делается вывод, что у жителей г. Каменка преимущественно наблюдается избыток эссенциальных элементов: Mg, P (у более 40 %), Ca (у 37 %), Cl (23 %), Fe (14 %). Явный недостаток наблюдается только для Na (20 %).

В аптеках имеется достаточное разнообразие кальцийсодержащих, магнийсодержащих, железосодержащих препаратов. Большинство обывателей знают (не только специалисты), что эти элементы играют важную роль в функционировании организма. Но, стоит отметить, что избыточное поступление в организм этих же элементов, вызывает также патологические состояния.

Уже в школьном курсе необходимо детям говорить о биогеохимических провинциях как с избытком, так и с недостатком макро- и микроэлементов. Однако не стоит забывать, что на метаболизм любого элемента влияет ряд факторов (например, питание, экологическая среда, физические нагрузки, заболевания, беременность и др.), поэтому в одних и тех же биогеохимических условиях обеспеченность конкретного человека элементами будет сугубо индивидуальна.

Заключение

В последнее время все чаще экологи говорят о принципе предосторожности. Смысл принципа предосторожности состоит в том, что если та или иная деятельность потенциально может нанести значительный вред, то для его предотвращения или ограничения необходимые меры должны быть приняты даже в ситуации неопределенности, когда научные данные не позволяют точно оценить уровень риска. В условиях техносферы и роста микроэлементозов назрела необходимость ввести в образовательный процесс школы знания о потенциальных рисках микроэлементозов. Особую актуальность приобретают знания о возможных рисках регионального характера. Несмотря на то, что современный курс школьной биологии общеобразовательного уровня содержит большое количество специальной информации, а отведенное время и распределение тем ориентировано на «среднего» ученика, мы считаем, что региональные аспекты биогеохимических знаний возможно и необходимо вводить в школьный курс.

Литература

1. Атлас Молдавской ССР. М.: ГУГиК СССР, 1978. 132 с.
2. Гришина Т.Л., Капитальчук М.В. Оценка уровня биогеохимических знаний школьников и студентов // Биогеохимия и биохимия микроэлементов в условиях техногенеза биосферы: Материалы VIII Межд. Биогеохимической Школы, посв. 150-летию со дня рождения академика В.И. Вернадского. Гродненский гос. университет, 11–14 сент. 2013 г. / Отв. ред. В.В. Ермаков. М.: ГЕОХИ РАН, 2013. С. 478–482.
3. Гришина Т.Г., Капитальчук М.В., Шешницан С.С. Об особенностях восприятия студентами значения биогенных элементов для здоровья человека // Пути совершенствования естественно-географического образования в ПМР: Материалы V Республиканской научно-практической конференции (с межд. участием) Тирасполь, 25 апреля 2014 г. Тирасполь: Изд-во Приднестр. Ун-та, 2014. С. 50–54.
4. Гусев М.В. Биоцентризм как базис биоэтики и биологическое образование. Миссия России. Терминологический словарь (тезаурус). Гуманитарная биология. Под ред. А.В. Олескина. М.: Изд-во МГУ, 2009. С. 251–262.
5. Дедю И.И. Энциклопедия по экологии. Кишинев: Штиинца, 2019. 564 с.
6. Ильин В.Б., Сысо А.И. Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах и растениях Новосибирской области. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2001. 229 с.
7. Капитальчук И.П., Капитальчук М.В., Измайлова Д.Н., Богдевич О.П. О содержании Fe, Mn, Zn, Ni, Se, Cu, Pb, Cd в поверхностных и грунтовых водах Молдовы // Проблемы региональной экологии, 2012. № 3. С. 41–45.
8. Капитальчук И.П., Капитальчук М.В., Голубкина Н.А. Экологический статус селена в природно-антропогенных ландшафтах бассейна Днестра // Биогеохимия и биохимия микроэлементов в условиях техногенеза биосферы: Материалы VIII Межд. Биогеохимической Школы, посв. 150-летию со дня рождения академика В.И. Вернадского. Гродненский гос. ун-т, 11–14 сент. 2013 г. / Отв. ред. В.В. Ермаков. М.: ГЕОХИ РАН, 2013. С. 34–37.
9. Капитальчук М.В. Селен в природных водах и биогеохимической цепи «почва-растение» региона Украинской лесостепной и степной почвенных провинций Республики Молдова. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук. Кишинев: «Elena-V.I.», 2008. 24 с.
10. Капитальчук М.В. Биополитика и биоэтика: Учеб. пособие. Тирасполь: Изд-во Приднестр. ун-та, 2015. 212 с.
11. Капитальчук М.В. Проблемные вопросы биогеохимии йода в Приднестровье // Вестник Приднестровского университета. Серия «Медико-биологические и химические науки», 2018. № 2 (59). С. 36–44.
12. Капитальчук М.В., Голубкина Н.А., Шешницан С.С. К проблеме эндемического зоба в Молдавии // Геоэкологические и биоэкологические проблемы Северного Причерноморья: Материалы V Международной научно-практической конференции, 14 нояб. 2014 г., Тирасполь. Тирасполь: Изд-во ПГУ, 2014. С. 122–125.
13. Капитальчук М.В., Капитальчук И.П., Голубкина Н.А. О взаимосвязи микроэлементов Se, Fe, Mn, Zn, Cu, Cd в компонентах экосистем долины Днестра // Проблемы региональной экологии, 2011. № 6. С. 116–121.
14. Капитальчук М.В., Кекина Е.Г., Капитальчук И.П. Проблемные вопросы к оценке йод-дефицита в Молдавии // Микроэлементы в медицине, 2018. Том 19. № 3. С. 4–8.
15. Капитальчук М.В., Пэдуарь Н.В., Пэдуарь В.К. Оценка влияния гидрохимических показателей воды питьевой воды на содержание Ca, Mg, Na, K, P, Cl, Fe в организме человека // Биогеохимия и биохимия микроэлементов в условиях техногенеза биосферы: Материалы VIII Межд. Биогеохимической Школы, посв. 150-летию со дня рождения академика В.И. Вернадского. Гродненский гос. университет, 11–14 сент. 2013 г. / Отв. ред. В.В. Ермаков. М.: ГЕОХИ РАН, 2013. С. 261–264.
16. Капитальчук М.В., Пэдуарь В.К., Пэдуарь Н.В. К вопросу употребления БАД в контексте элементологии: на примере города Каменка // Strategia supraviețuirii din perspectiva bioeticii, filosofiei și medicine. Culegere de articole științifice. Vol. 3. Red. resp. T.N. Țirdea. Chișinău: CEP «Medicina», 2013. С. 183–186.

17. Кирилук В.П. Микроэлементы в компонентах биосферы Молдовы. Кишинев: Pontos, 2006. 156 с.

18. Конарбаева Г.А. Галогены в природных объектах юга Западной Сибири. Автореф. дис. докт. биол. наук. Новосибирск. 2008. 32 с.

19. Рак М.В. Микроэлементы в почвах Беларуси и применение микроудобрений в технологиях возделывания сельскохозяйственных культур // Биогеохимия и биохимия микроэлементов в условиях техногенеза биосферы: мат. VIII Межд. Биогеохим. Школы, посв. 150-летию со дня рождения академика В.И. Вернадского. Гродненский гос. ун-т, 11–14 сент. 2013 г. / Отв. ред. В.В. Ермаков. М.: ГЕОХИ РАН, 2013. С. 339–342.

20. Шешницан С.С., Капитальчук М.В. К вопросу формирования основ здорового образа жизни у школьников в контексте биоэлементологии // Пути совершенствования естественно-географического образования в ПМР: Материалы V Республиканской научно-практической конференции (с межд. участием) Тирасполь, 25 апреля 2014 г., Тирасполь: Изд-во Приднестр. ун-та, 2014. С. 108–110.

BIOGEOCHEMICAL KNOWLEDGE IN A SCHOOL BIOLOGY COURSE

E.A. Yatskova, M.V. Kapitalchuk

The article deals with biogeochemical illiteracy and substantiates the need to introduce knowledge about regional features of the biogeochemical situation on the example of the Kamensky district in Transnistria.

Keywords: biogeochemical knowledge, the school course of biology, Kamensky district, iodine, selenium, calcium.

РЕЦЕНЗИЯ НА МОНОГРАФИЮ
Борис Боинчан, Давид Дент
ЗЕМЛЕДЕЛИЕ НА ЧЕРНОЗЕМАХ. АДАПТИВНЫЙ МЕНЕДЖМЕНТ ПОЧВ

Кишинев: Editura Prut International, 2020

Название книги в оригинале:

Boris Boincean & David Dent

FARMING THE BLACK EARTH.

SUSTAINABLE AND CLIMATE-SMART MANAGEMENT OF CHERNOZEM SOILS

Springer Nature Switzerland AG, 2019

Доступна на русском языке в интернете:

<http://dspace.usarb.md:8080/jspui/handle/123456789/4686>

Интенсивное использование химических веществ в сельскохозяйственном производстве на берегах Днестра в советский период породили проблему химического загрязнения почв, поверхностных и грунтовых вод, сельскохозяйственной продукции. Резкое сокращение в последние три десятилетия применения минеральных удобрений в сельском хозяйстве снизило остроту проблемы химического загрязнения почв и воды. Однако уменьшение количества минеральных удобрений, вносимых под сельскохозяйственные культуры, не компенсировалось применением органических удобрений. Более того, в связи с разрушением животноводческих комплексов запасы навоза быстро истощились, что привело к дефициту органических удобрений и возникновению новой проблемы – снижению плодородия почв и их деградации. Данная ситуация усугубилась ввиду явного несовершенства структуры посевных площадей и несоблюдения севооборотов. На фоне снижения химической нагрузки к середине 90-х годов XX века стала проявляться устойчивая тенденция к снижению средней урожайности сельскохозяйственных культур.

Учитывая, что почвы являются главным природным ресурсом нашего края, отмеченная выше проблема заслуживает особого внимания. Как отмечают современные исследователи (Капитальчук И.П., Капитальчук М.В. и др., Почвы Приднестровья: от проблемы загрязнения к угрозе истощения. Бассейн реки Днестр: экологические проблемы и управление трансграничными природными ресурсами: Материалы Межд. конференции, Тирасполь, 2010. С. 86–89), изучавшие процессы деградации почв: «В последние десятилетия наблюдается устойчивая тенденция к снижению интеграль-



ной урожайности сельскохозяйственных культур, которая может быть интерпретирована как истощение земель на рассматриваемой территории».

В.В. Докучаев отмечал: «Черноземы – главное богатство Молдавии». Стоит вопрос: что же делать дальше с главным нашим богатством – черноземами, которые сейчас не являются черноземами в том смысле, в котором отмечал великий почвовед XIX века.

Именно на этот вопрос дает ответ уникальная монография Бориса Боинчан и Давида Дент «Земледелие на черноземах. Адаптивный менеджмент почв».

Самые прочные парадигмы это те, которые закрепились и получили развитие в практической деятельности и образовании и только большой фактический материал, собственная экспериментальная база, а также анализ имеющихся данных в мире, подтверждающих возможность оправданного ведения экологического земледелия, может сломать стиль мышления, сложившийся и господствующий в сельском хозяйстве в XX в.

Авторы на протяжении десятков лет занимались данной проблемой, поэтому книга содержит собственный уникальный материал, обобщенный опыт, приведены многочисленные примеры. Возможность устойчивого развития агроэкосистем и ведение экологического хозяйства доказана на примере испытательных полигонов Научно-исследовательского Института полевых культур «Селекция» (город Бельцы, Республика Молдова).

Информация, представленная в монографии, достаточно убедительно доказывает, что при отказе от сложившейся системы земледелия, связанного с необоснованно высокими дозами применения минеральных удобрений и пестицидов и переходе к экологическому земледелию происходит восстановление плодородия почв, что можно характеризовать как устойчивое развитие агроэкосистемы. Заслуга авторов монографии состоит в том, что ими проанализированы не только свои собственные результаты многолетних исследований, но и были сопоставлены с результатами ряда других исследователей в мире, занимающихся земледелием не на черноземных почвах. Достоинством монографии являются приведенные убедительные аргументы на наиболее часто возникающие спорные вопросы, связанные с отказом от современного земледелия, приводящего к истощению и деградации почв.

Одна из характерных черт постнеклассической науки (науки XXI века) – это развитие биоэтических взглядов на Природу в целом, формирование экологического стиля мышления, понимание единства Природы и Человека, что соответствует экологической грамотности. Переход от стиля мышления, связанного с доминирующим, неустойчивым земледелием к экологическому, требует внедрения дисциплины «Экологическое земледелие» (биологическое, органическое) в образовательный процесс. Книга Б. Боинчан и Д. Дент может служить базисом для будущих учебных пособий по данному направлению.

Однако, положительные результаты перехода к экологическому земледелию невозможно получить быстро, сразу же на следующий год, также, как и истощение почв происходило не за один год и не за одно десятилетие. Очевидно, необходима государственная поддержка программ по переходу от неустойчивого земледелия к экологическому, которое можно было еще интерпретировать как «устойчивое». Переход к экологическому земледелию достаточно продолжительный и сложный процесс. Поэтому на начальном этапе отказа от ведения сельского хозяйства, характерного для XX века, было бы хорошо применять хотя бы отдельные элементы консервативной системы земледелия. Особенности эффективного ведения консервативного сельского хозяйства изложены в другой книге Б. Боинчан с соавторами: «Консервативное сельское хозяйство», которое является учебным пособием для сельскохозяйственных производителей.

Стоит отметить также, что, несмотря на большую информативность монографии «Земледелие на черноземах. Адаптивный менеджмент почв», очень многое еще нам не ясно в этом направлении, что требует дальнейшего исследования изучения поэтапных особенностей перехода к экологическому земледелию, в особенности изучения ее биогеохимической составляющей.

В истории науки имеются печальные строки, связанные с тем, что ученые во многом опережавшие свое время, были не поняты и не оценены современниками. Хочется верить, что книга «Земледелие на черноземах. Адаптивный менеджмент почв» будет понята и объективно оценена сегодня.

На современном этапе развития человечества становится актуальным вопрос об устойчивом развитии экосистем и биосферы в целом, которое по-разному интерпретируется рядом авторов: экоразвитие, допустимое развитие, неистощающее развитие, развитие, сохраняющее целостность (Дедю, 2019). Устойчивое развитие (по Розенбергу и др., 1998) – это способность нынешнего поколения, человеческого общества социально-экономически развиваться так, чтобы не усугублять удовлетворение потребностей для такого же (а может быть и лучшего) развития будущих поколений.

Существуют различные подходы к пониманию устойчивости экосистем, одна из них соответствует пониманию того, что Природа может приспособиться к пробам и ошибкам любых размеров, такой взгляд интернациональный коллектив авторов (Adaptive environmental. Assessment and Management, edited by C.S. Holling, 1978) называет «Добрая Природа». Противоположный взгляд основан на высокой степени нестабильности экологических систем и его называют «Недолговечная Природа».

Современные глобальные изменения показывают нам, что Природа не может сохранять устойчивость при ошибках людей любых масштабов. Сейчас мы наблюдаем последствия исторического периода, характерным признаком которого являлось потребительское отношение к Природе без понимания экологических законов Б. Коммонера и без осознания себя структурной частью сложной живой системы, которую мы называем биосфера. Происходящие явления нам нашептывают «Природа Недолговечна».

Чем раньше мы поменяем свое отношение к системе «Почва-Человек», сформируем у будущего поколения грамотное понимание законов Природы, тем более мы будем способствовать восстановлению наших почв, устойчивому развитию экосистем и более эффективными будут технологии. Тогда мы можем говорить, что «Природа Добрая», но она добрая только в том случае, если мы своевременно исправляем свои ошибки. Рецензируемая книга именно этому способствует: исправлению ошибок в сложившейся системе земледелия.

Монография Б. Боинчан, Д. Дент «Земледелие на черноземах. Адаптивный менеджмент почв» будет интересна как специалистам практикам сельского хозяйства, так и биологам, географам, почвоведом, читающим курсы экологической направленности.

*Кандидат биологических наук по специальности «Экология»
Доцент по специальности «Экология»
Доцент кафедры ботаники и экологии,
ПГУ им. Т.Г. Шевченко
М.В. Капитальчук*

СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ

Абрамов Николай Васильевич, д.с.-х.н., проф., зав. каф., Государственный аграрный университет Северного Зауралья, Тюмень, Россия.

Алексеева-Попова Наталия Вадимовна, к.б.н., с.н.с, в.н.с., Ботанический институт им. В.Л. Комарова РАН, Санкт-Петербург, Россия.

Алиаскаров Майл Алиаскарович, соискатель, Институт биологии НАН КР, Бишкек, Кыргызстан.

Анисимова Татьяна Юрьевна, к.с.-х.н, в.н.с., Всероссийский НИИ органических удобрений и торфа – филиал ФГБНУ «Верхволский ФАНЦ», п. Вяткино, Владимирская область, Россия.

Аргир Кэтэлина, менеджер, Общественная Ассоциация Экоконтакт, Кишинев, Молдова.

Атрощенко Юрий Михайлович, д.х.н., проф., зав. каф., Кафедра химии, Тульский государственный педагогический университет им. Л.Н. Толстого, Тула, Россия.

Банков Николай Николаевич, студент, Приднестровский государственный университет им. Т.Г. Шевченко, Тирасполь, Приднестровье, Молдова.

Баранчуков Владимир Сергеевич, м.н.с., Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН, (ГЕОХИ РАН), Москва, Россия.

Бауэр Татьяна Владимировна, к.б.н., с.н.с., Федеральный исследовательский центр Южный научный центр Российской академии наук, Ростов-на-Дону, Россия.

Баширова Насима Максумовна, н.с., Институт биологии НАН КР, Бишкек, Кыргызстан.

Башкатов Александр Майорович, к.т. н., доц., Приднестровский государственный университет им. Т.Г. Шевченко, Тирасполь, Приднестровье, Молдова.

Башкин Владимир Николаевич, д.б.н., г.н.с., проф., Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН, Пушкино, Россия.

Безель Виктор Сергеевич, д.б.н., проф., г.н.с., Институт экологии растений и животных УРО РАН, Екатеринбург, Россия.

Безуглова Ольга Степановна, д.б.н., г.н.с., Южный федеральный университет, Академия биологии и биотехнологии им. Д.И. Ивановского, Ростов-на-Дону, Россия.

Березкин Виктор Юрьевич, к.г.-м.н., с.н.с., Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН, (ГЕОХИ РАН), Москва, Россия.

Богатая Татьяна Ивановна, преп., Приднестровский государственный университет им. Т.Г. Шевченко, Тирасполь, Приднестровье, Молдова.

Богдевич Олег Петрович, к.г.-м.н., зав. лабораторией Мониторинга качества окружающей среды, Институт химии, Кишинев, Молдова.

Боев Виктор Александрович, к.б.н., доц., Тюменский государственный университет, Тюмень, Россия.

Боинчан Борис Павлович, д.с.-х.н., проф., Научно-исследовательский институт полевых культур, Кишинев, Молдова.

Бокова Александра Васильевна, учитель, Средняя школа № 5, Бендеры, Приднестровье, Молдова.

Болокан Нистор Иванович, к.с.-х.н., с.н.с., в.н.с., Институт микробиологии и биотехнологии, Кишинев, Молдова.

Бондаревич Евгений Александрович, к.б.н., доц., Читинская государственная медицинская академия, Чита, Россия.

Борисов Александр Павлович, с.н.с., Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН (ГЕОХИ РАН), Москва, Россия.

Бульмага Константин Петрович, д.б.н., зав. лаб., Институт Экологии и Географии, Кишинев, Молдова.

Бурачевская Марина Викторовна, к.б.н., в.н.с., Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону, Россия.

Бургеля Аурелиу Николаевич, н.с., Институт Экологии и Географии, Кишинев, Молдова.

Бурцева Светлана Антоновна, д.б.н., г.н.с., Институт микробиологии и биотехнологии, Кишинев, Молдова.

Бушева Елена Борисовна, преподаватель, Приднестровский государственный университет им. Т.Г. Шевченко, Тирасполь, Приднестровье, Молдова.

Бырса Максим Николаевич, к.б.н., с.н.с., Институт микробиологии и биотехнологии, Кишинев, Молдова.

Гаевая Эмма Анатольевна, к.б.н., в.н.с., Федеральный Ростовский аграрный научный центр, Ростов-на-Дону, Россия.

Галиулин Рауф Валиевич, д.б.н., в.н.с., Институт фундаментальных проблем биологии Российской академии наук, Пущино, Россия.

Галиулина Роза Адхамовна, н.с., Институт фундаментальных проблем биологии Российской академии наук, Пущино, Россия.

Голоушкина Елена Валерьевна, преп., Российский государственный профессионально-педагогический университет, Нижний Тагил, Россия.

Горбов Сергей Николаевич, д.б.н., проф., в.н.с., Южный федеральный университет, Академия биологии и биотехнологии им. Д.И. Ивановского, Ростов-на-Дону, Россия.

Гордеева Валентина Андреевна, к.б.н., доцент, Российский государственный профессионально-педагогический университет, Нижний Тагил, Россия.

Грабко Надежда Ивановна, к.б.н., в.н.с., Государственный университет Молдовы, Кишинев, Молдова.

Гребенщиков Виктор Петрович, к.г.-м.н., зав. каф., Приднестровский государственный университет им. Т.Г. Шевченко, Тирасполь, Приднестровье, Молдова.

Гуляева Ульяна Александровна, м.н.с., Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН (ГЕОХИ РАН), Москва, Россия.

Дабах Елена Валентиновна, к.б.н., доц., с.н.с. Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН, Лаборатория биомониторинга, Киров, Россия.

Данилова Валентина Николаевна, н.с., Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН (ГЕОХИ РАН), Москва, Россия.

Дарий Валериан Павлович, к.с.-х.н., с.н.с., в.н.с., Институт микробиологии и биотехнологии, Кишинев, Молдова.

Дегтярёв Александр Петрович, н.с., Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН (ГЕОХИ РАН), Москва, Россия.

Денева Светлана Валентиновна, к.б.н., н.с., Институт биологии ФИЦ Коми НЦ УрО РАН, Сыктывкар, Республика Коми, Россия.

Дженбаев Бекмамат Мурзакматович, д.б.н., проф., гл. учен. секретарь НАН КР, Институт биологии НАН КР, Бишкек, Кыргызстан.

Дмитраков Леонид Мартынович, к.б.н., с.н.с., Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН, Пушкино, Россия.

Долгов Юрий Александрович, д.т. н., проф., Приднестровский государственный университет им. Т.Г. Шевченко, Тирасполь, Приднестровье, Молдова.

Дроздова Ирина Валерьевна, к.б.н., с.н.с., Ботанический институт им. В.Л. Комарова РАН, Санкт-Петербург, Россия.

Ермаков Вадим Викторович, д.б.н., проф., г.н.с., Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН (ГЕОХИ РАН), Москва, Россия.

Ершов Леонид Алексеевич, учитель, Бендерский теоретический лицей им. Л.С. Берга, Бендеры, Приднестровье, Молдова.

Жуйкова Татьяна Валерьевна, д.б.н., доц., декан, Российский государственный профессионально-педагогический университет, Нижний Тагил, Россия.

Замулина Инна Валерьевна, к.б.н., ассистент каф., Кафедра почвоведения и оценки земельных ресурсов, Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону, Россия.

Зубкова Наталья Николаевна, к.б.н., с.н.с., Институт зоологии Молдовы, Кишинев, Молдова.

Ибраева Кымбат Бектурсуновна, к.б.н., зав. каф., Иссык-Кульский государственный университет Министерства образования и науки Кыргызской Республики, Каракол, Кыргызстан.

Иваницкий Олег Михайлович, н.с., Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН (ГЕОХИ РАН), Москва, Россия.

Иволгина Виктория Александровна, н.с., Южный федеральный университет, Академия биологии и биотехнологии им. Д.И. Ивановского, Ростов-на-Дону, Россия.

Иорданова Иорданка-Родика Георгиевна, к.ю.н., доц., Кафедра Публичного права, Государственный университет Молдовы, Кишинев, Молдова.

Казанцева Ольга Ивановна, к.г.н., доц., в.н.с., Институт зоологии РМ, Кишинев, Молдова.

Калдыбаев Бакыт Кадырбекович, д.б.н., проф., Иссык-Кульский государственный университет Министерства образования и науки Кыргызской Республики, Каракол, Кыргызстан.

Капитальчук Анна Ивановна, учащаяся, Средняя школа № 5, Бендеры, Приднестровье, Молдова.

Капитальчук Иван Петрович, к.г.н., доц., Приднестровский государственный университет им. Т.Г. Шевченко, Тирасполь, Приднестровье, Молдова.

Капитальчук Марина Владимировна, к.б.н., доц., Приднестровский государственный университет им. Т.Г. Шевченко, Тирасполь, Приднестровье, Молдова.

Козловский Борис Леонидович, к.б.н., ст. преподаватель, Южный федеральный университет, Академия биологии и биотехнологии им. Д.И. Ивановского, Ростов-на-Дону, Россия.

Константинович Анастасия Владимировна, к.с.-х.н., зав. каф., ФГОУ ВО РГАУ-МСХА им.К.А.Тимирязева, Москва, Россия.

Коробов Роман Михайлович, д.г.н., независимый эксперт, Международная ассоциация хранителей реки «Эко-Тирас», Кишинев, Молдова.

Коробова Елена Михайловна, д.г.-м.н., доц., зав. лаб., Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН, (ГЕОХИ РАН), Москва, Россия.

Кохтенкова Ирина Геннадьевна, аспирант, Белорусская государственная сельскохозяйственная академия, Горки, Беларусь.

Кочуров Борис Иванович, д.г.н., проф., в.н.с., Институт географии РАН, Москва, Россия.

Кравцова Наталья Евгеньевна, к.б.н., доц., Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону, Россия.

Кузьмина Виктория Вадимовна, д.б.н., проф., г.н.с., Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, пос. Борок Ярославская обл., Россия.

Кузьмич Валентина Николаевна, к.б.н., г.н.с., Национальное информационное агентство «Природные ресурсы» (НИА-Природа), Москва, Россия.

Кузьмичева Наталья Алексеевна, к.б.н., доц., Витебский государственный медицинский университет, Витебск, Беларусь.

Лала Михаил Федорович, к.с.-х.н., с.н.с., Институт микробиологии и биотехнологии, Кишинев, Молдова.

Ларина Наталья Сергеевна, к.х.н., проф., Кафедра органической и экологической химии, Тюменский государственный университет, Тюмень, Россия.

Линник Виталий Григорьевич, д.г.н., с.н.с., г.н.с, Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН (ГЕОХИ РАН), Москва, Россия.

Литвинов Юрий Алексеевич, к.б.н., стар. преп., Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону, Россия.

Лях Тамара Георгиевна, к.с.-х.н., в.н.с., зам. дир. по научным проблемам, Институт почвоведения, агрохимии и охраны почв "Н.Димо", Кишинев, Молдова.

Максименко Елена Андреевна, студентка, Приднестровский государственный университет им. Т.Г. Шевченко, Тирасполь, Приднестровье, Молдова.

Малых Людмила Юрьевна, учитель, Средняя школа № 5, Бендеры, Приднестровье, Молдова.

Манджиева Саглара Сергеевна, к.б.н., в.н.с., Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону, Россия.

Марчева Маргарита Михайловна, м.н.с., Федеральный научный центр овощеводства, пос. ВНИИССОК, Россия.

Мельниченко Екатерина Дмитриевна, эксперт в области охраны окружающей среды, Общественная Ассоциация Экоконтакт, Кишинев, Молдова.

Минкина Татьяна Михайловна, д.б.н., проф., зав. каф., Кафедра почвоведения и оценки земельных ресурсов, Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону, Россия.

Мироненко Ия Владимировна, ст. преп., Московский Государственный Университет им. М.В. Ломоносова, Географический факультет, кафедра физической географии и ландшафтоведения, Москва, Россия.

Наливайченко Алина Алексеевна, студентка, Южный федеральный университет, Академия биологии и биотехнологии им. Д.И. Ивановского, Ростов-на-Дону, Россия.

Невидомская Дина Георгиевна, к.б.н., в.н.с., Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону, Россия.

Околелова Алла Ароновна, д.б.н., проф., Волгоградский государственный технический университет, Волгоград, Россия.

Омаров Расул Исмаилович, аспирант, Федеральный научный центр овощеводства, пос. ВНИИССОК, Россия.

Остроумов Сергей Андреевич, д.б.н., в.н.с., Московский Государственный Университет им. М.В. Ломоносова, биологический факультет, Москва, Россия.

Переломов Леонидович Викторович, к.б.н., доц, с.н.с. Кафедра химии, Тульский государственный педагогический университет им. Л.Н. Толстого, Тула, Россия.

Переломова Ирина Владимировна, к.б.н., доц., Медицинский институт Тульского государственного университета, Тула, Россия.

Пинский Давид Лазаревич, д.б.н., проф., зав. лаб., Лаборатория физико-химии почв, Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН, Пушкино, Россия.

Погодина Анна Александровна, магистрант, Челябинский государственный университет, Челябинск, Россия.

Романов Сергей Львович, к.г.н., с.н.с., УП “Геоинформационные системы”, Минск, Беларусь.

Россолова Ольга Яковлевна, учитель, Бендерский теоретический лицей им. Л.С. Берга, Бендеры, Приднестровье, Молдова.

Сарасеко Елена Григорьевна, к.б.н., доц., Университет гражданской защиты Министерства по чрезвычайным ситуациям Республики Беларусь, Гомель, Беларусь.

Сариева Майрам Колбаевна, соискатель, Институт биологии НАН КР, Бишкек, Кыргызстан.

Семенко Оксана Павловна, учитель, Средняя школа № 5, Бендеры, Приднестровье, Молдова.

Серегина Юлия Юрьевна, к.б.н., и.о. заведующей КДЛ, Центральная клиническая медико-санитарная часть, Магнитогорск, Челябинская область, Россия.

Середин Тимофей Михайлович, к. с.-х.н., с.н.с., Федеральный научный центр овощеводства, пос. ВНИИССОК, Россия.

Сибиркина Альфира Равильевна, д.б.н., доц., декан, Челябинский государственный университет, Челябинск, Россия.

Синдирева Анна Владимировна, д.б.н., доц., зав. каф., Кафедра геоэкологии и природопользования, Тюменский государственный университет, Тюмень, Россия.

Сирота Сергей Михайлович, д.с.-х.н., зам. дир., Федеральный научный центр овощеводства, пос. ВНИИССОК, Россия.

Слобозиян Екатерина Ренатовна, учитель, Бендерский теоретический лицей им. Л.С. Берга, Бендеры, Приднестровье, Молдова.

Смунова Надежда Васильевна, преп., Приднестровский государственный университет им. Т.Г. Шевченко, Тирасполь, Приднестровье, Молдова.

Смунова Наталья Васильевна, преп., Приднестровский государственный университет им. Т.Г. Шевченко, Тирасполь, Приднестровье, Молдова.

Соколов Александр Витальевич, к.ф.-м.н., в.н.с., Институт проблем передачи информации им. А.А. Харкевича РАН, Москва, Россия.

Суюндуков Ялиль Тухватович, к.б.н., с.н.с., Институт стратегических исследований Республики Башкортостан, Башкирский государственный университет Сибай, Республика Башкортостан, Россия.

Суюндукова Мунира Басимовна, д.б.н., проф., с.н.с., Институт стратегических исследований Республики Башкортостан, Башкирский государственный университет Сибай, Республика Башкортостан, Россия.

Тарлева Анастасия Федоровна, н.с., Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН, пос. Борок Ярославская обл., Россия.

Терехина Наталия Владимировна, к.г.н., доц., Санкт-Петербургский государственный университет, Санкт-Петербург, Россия.

Тихоненкова Лилия Анатольевна, к.б.н., доц., Приднестровский государственный университет им. Т.Г. Шевченко, Тирасполь, Приднестровье, Молдова.

Тютиков Сергей Фёдорович, д.б.н., в.н.с., Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН (ГЕОХИ РАН), Москва, Россия.

Федин Антон Викторович, аспирант, Институт географии РАН, Москва, Россия.

Федоренко Алексей Григорьевич, к.ф.-м.н., н.с., Южный научный центр Российской академии наук, Ростов-на-Дону, Россия.

Федоров Юрий Александрович, д.г.н., зав. каф., Кафедра физической географии, экологии и охраны природы, Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону, Россия.

Филипенко Елена Николаевна, к.б.н., доц., Приднестровский государственный университет им. Т.Г. Шевченко, Тирасполь, Приднестровье, Молдова.

Филипенко Сергей Иванович, к.б.н., доц., Приднестровский государственный университет им. Т.Г. Шевченко, Тирасполь, Приднестровье, Молдова.

Фрунзе Нина Ивановна, д.с.-х.н., с.н.с., г.н.с., Институт микробиологии и биотехнологии, Кишинев, Молдова.

Хасанова Резеда Фиргатовна, д.б.н., доц., в.н.с., Институт стратегических исследований Республики Башкортостан, Башкирский государственный университет Сибай, Республика Башкортостан, Россия.

Хассан Тара Мухамед, студент, Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону, Россия.

Хлебников Валерий Федорович, д.б.н., проф., зав. каф., Приднестровский государственный университет им. Т.Г. Шевченко, Тирасполь, Приднестровье, Молдова.

Чаплыгин Виктор Анатольевич, к.б.н., с.н.с., Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону, Россия.

Черникова Наталья Петровна, лаборант-исследователь, Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону, Россия.

Чертан Корина Николаевна, н.с., Институт Экологии и Географии, Кишинев, Молдова.

Чикишев Дмитрий Владимирович, аспирант, Государственный аграрный университет Северного Зауралья, Тюмень, Россия.

Шамрикова Елена Вячеславовна, д.б.н., доц., в.н.с., Институт биологии ФИЦ Коми НЦ УрО РАН, Сыктывкар, Республика Коми, Россия.

Шевченко Татьяна Егоровна, н.с., Федеральный научный центр овощеводства, пос. ВНИИССОК, Россия.

Шептицкий Владимир Александрович, д.б.н., проф., зав. каф., Приднестровский государственный университет им. Т.Г. Шевченко, Тирасполь, Приднестровье, Молдова.

Шумилина Вера Владимировна, к.с.-х.н., н.с., ФГБНУФИЦ ВНИИГР им. Н.И. Вавилова, Санкт-Петербург, Россия.

Элеманова Гульмира Алымбековна, к.с.-х.н., с.н.с., Институт биологии НАН КР, Бишкек, Кыргызстан.

Янин Евгений Петрович, к.г.-м.н., с.н.с, Руководитель Группы «Научное наследие Вернадского», Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН, Москва, Россия.

Яцкова Елена Александровна, учитель, Каменская средняя школа № 3, Каменка, Приднестровье, Молдова.

Cai X., Shenzhen MSU-BIT University, Shenzhen, Guangdong, P.R. China.

СОДЕРЖАНИЕ

5. Новые информационные технологии и их значение в развитии биогеохимии и экологии

- Н.В. Абрамов.** ИННОВАЦИОННЫЕ ТЕХНОЛОГИИ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ СИСТЕМ СПУТНИКОВОЙ НАВИГАЦИИ В РЕШЕНИИ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ВОПРОСОВ ЗЕМЛЕДЕЛИЯ..... 6
- А.М. Башкатов.** СЕГМЕНТАЦИЯ ГОРОДСКИХ ТЕРРИТОРИЙ И ПРИМЕНЕНИЕ IoT В ЭКОЛОГИЧЕСКОМ МОНИТОРИНГЕ ВОЗДУШНОЙ СРЕДЫ..... 9
- Е.В. Сокольская, Б.И. Кочуров, Ю.А. Долгов.** МНОГОФАКТОРНАЯ МОДЕЛЬ ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКИ КАЧЕСТВА ГОРОДСКОЙ СРЕДЫ (НА ПРИМЕРЕ Г. ТИРАСПОЛЯ)..... 15

6. Биогеохимия почв и технологии их ремедиации

- Т.Ю. Анисимова.** ИТОГИ МОНИТОРИНГОВЫХ НАБЛЮДЕНИЙ НА МЕЛКОКОНТУРНОМ ВЫРАБОТАННОМ ТОРФЯНИКЕ 24
- В.Ю. Берёзкин, Е.М. Коробова, В.С. Баранчуков, С.Л. Романов.** РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ЙОДА В ПОЧВАХ И ЛУГОВОЙ РАСТИТЕЛЬНОСТИ ГЕОХИМИЧЕСКИ КОНТРАСТНЫХ ЛАНДШАФТОВ РОССИИ И БЕЛАРУССИИ, НАИБОЛЕЕ ПОСТРАДАВШИХ ПРИ АВАРИИ НА ЧАЭС 29
- Б.П. Боинчан.** БИОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ПРИРОДА ПЛОДОРОДИЯ ПОЧВ – ОСНОВА НОВЫХ ПОДХОДОВ К ИНТЕНСИФИКАЦИИ СОВРЕМЕННОГО ЗЕМЛЕДЕЛИЯ 33
- Е.А. Бондаревич.** ПРИМЕНЕНИЕ ИНДЕКСА СУММАРНОЙ ТОКСИКОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКИ ЗАГРЯЗНЁННОСТИ ПОЧВ ДЛЯ ОЦЕНКИ СТЕПЕНИ ИХ ОПАСНОСТИ В УСЛОВИЯХ ТЕХНОГЕННЫХ АНОМАЛИЙ 41
- К.П. Бульмага, К.Н. Чертан, А.Н. Бургеля, Н.И. Грабко.** НЕКОТОРЫЕ АСПЕКТЫ ПРОЦЕССА ЕСТЕСТВЕННОГО ВОССТАНОВЛЕНИЯ ПЕТРОФИТНОЙ ЭКОСИСТЕМЫ В КАРЬЕРЕ «LAFARGE CEMENT» МОЛДОВА (SA)..... 45
- С.А. Бурцева, М.Н. Бырса.** ЖИЗНЕСПОСОБНОСТЬ СТРЕПТОМИЦЕТОВ, ВЫДЕЛЕННЫХ ИЗ ЗАГРЯЗНЁННОЙ ПЕСТИЦИДАМИ ПОЧВЫ НА СРЕДАХ С НАНОЧАСТИЦАМИ..... 54
- Э.А. Гаевая, О.С. Безуглова.** ДЕГРАДАЦИЯ ЧЕРНОЗЕМОВ ОБЫКНОВЕННЫХ В РЕЗУЛЬТАТЕ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ..... 60

С.Н. Горбов, В.А. Иволгина, О.С. Безуглова, Б.Л. Козловский, А.А. Наливайченко. РАСПРЕДЕЛЕНИЕ И МИГРАЦИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В СИСТЕМЕ "ПОЧВА-РАСТЕНИЕ" НА РЕПЛАНТОЗЕМАХ ПОЙМЫ Р. ТЕМЕРНИК	66
Е.В. Дабах. ФОРМИРОВАНИЕ ПОЧВ НА ТЕХНОГЕННЫХ ОТХОДАХ ПОСЛЕ РЕКУЛЬТИВАЦИИ	71
А.П. Дегтярёв, С.Ф. Тютиков, У.А. Гуляева, В.Н. Данилова, В.В. Ермаков. ОЦЕНКА ПОДВИЖНОСТИ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ КОМПЛЕКСЕ ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫХ АНОМАЛИЙ САДОНСКОГО РУДНОГО РАЙОНА (СЕВЕРНАЯ ОСЕТИЯ).....	76
Б.М. Дженбаев, Н.М. Баширова, Г.А. Элеманова. ХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ И ЗАГРЯЗНЕННОСТЬ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ ПОЧВЕННОГО ПОКРОВА ПРИГОРОДНЫХ ЗОН И Г. БИШКЕК	84
Б.К. Калдыбаев, К.Б. Ибраева, Б.М. Дженбаев. МИКРОЭЛЕМЕНТЫ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ ГОРОДА КАРАКОЛ.....	88
М.В. Капитальчук, В.Ф. Хлебников, И.П. Капитальчук, В.П. Гребенщиков, Т.И. Богатая, Нат.В. Смурова, Над.В. Смурова, Н.Н. Банков, Е.А. Максименко. ОСОБЕННОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ОСНОВНЫХ АГРОХИМИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ И МЕТАЛЛОВ (Cu, Zn, Mn, Fe, Cd, Pb) ПО ВЕРТИКАЛЬНЫМ ПРОФИЛЯМ ПОЙМЕННОЙ ПОЧВЫ.....	93
В.Г. Линник, И.В. Мироненко, А.П. Борисов, О.М. Иваницкий, А.В. Соколов, А.В. Федин. РАДИАЛЬНОЕ И ЛАТЕРАЛЬНОЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЕ Cs-137 В ПОЧВАХ ЛАНДШАФТНОЙ АГРОКАТЕНЫ УЧАСТКА ДУБРОВКА (БРЯНСКАЯ ОБЛАСТЬ) СПУСТЯ 31 ГОД ПОСЛЕ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС.....	101
Т.Г. Лях. ГЕОХИМИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ МИГРАЦИИ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В АЛЛЮВИАЛЬНЫХ ПОЧВАХ НИЖНЕГО ДНЕСТРА	108
Л.В. Переломов, Д.Л. Пинский, Л.М. Дмитраков, И.В. Переломова, Ю.М. Атрощенко. ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В АЛЛЮВИАЛЬНЫХ ПОЧВАХ С РАЗНОЙ ТЕХНОГЕННОЙ НАГРУЗКОЙ	114
Л.В. Переломов, Ю.М. Атрощенко. ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ПОЧВАХ ПАРКА МУЗЕЯ-УСАДЬБЫ «ОСТАНКИНО».....	121
Н.П. Черникова, А.Г. Федоренко, Т.М. Минкина, Т.М. Хассан, С.С. Манджиева. БИОГЕОХИМИЧЕСКИЙ ПОДХОД В ОЦЕНКЕ РЕМЕДИАЦИИ ЗАГРЯЗНЕННОЙ ПОЧВЫ	127
Д.В. Чикишев, Н.В. Абрамов, Н.С. Ларина. ИЗМЕРЕНИЕ ПОДВИЖНЫХ ФОРМ АЗОТА, ФОСФОРА И КАЛИЯ В ЧЕРНОЗЁМЕ ВЫЩЕЛОЧЕННОМ.....	131

Е.В. Шамрикова, С.В. Денева. ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ И РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ В ПРИБРЕЖНЫХ ПОЧВАХ (НА ПРИМЕРЕ ПОБЕРЕЖЬЯ БАРЕНЦЕВА МОРЯ)	135
T.V. Bauer, T.M. Minkina, M.V. Burachevskaya, S.S. Mandzhieva. A COMPARATIVE ANALYSIS OF THE TRANSFORMATION OF COPPER OXIDE AND COPPER OXIDE NANOPARTICLES IN HAPLIC CHERNOZEM	143
O. Bogdevich, R.-I. Iordanov, E. Melnicenco, C. Arghir. THE CHARACTERISTIC OF OLD PERSTICIDE STORAGES CONTAMINATED BY POPs SUBSTANCE SITUATED CLOSE TO NISTRU RIVER BENK	148
O.I. Cazantseva, R.M. Corobov. ECONOMIC VALUATION OF REGULATING ECOSYSTEM SERVICES: THE LOWER DNIESTER CASE STUDY	159
N. Frunze, V. Darie, N. Bolocan, M. Lala. FODDER CROPS AS A MEANS OF IMPROVING AND RESTORING THE HUMUS BALANCE IN ANTHROPOGENIC CHERNOZEMS	168

7. Биогеохимия и экология водных экосистем

Р.В. Галиулин, Р.А. Галиулина, В.Н. Башкин. БИОГЕОХИМИЧЕСКИЙ ПОДХОД К ГИГИЕНИЧЕСКОМУ НОРМИРОВАНИЮ УГЛЕВОДОРОДОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ.....	175
Б. М. Дженбаев, М.К. Сариева, М.А. Алиаскаров. БИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ЛИМНОЛОГИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ ОЗЕРА СОН-КУЛЬ	178
О.М. Иваницкий, В.Н. Кузьмич, Е.П. Янин. ПРИРОДНЫЕ ГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ТЕРРИТОРИЙ И ПРОБЛЕМЫ НОРМИРОВАНИЯ КАЧЕСТВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД	183
В.В. Кузьмина, А.Ф. Тарлева, В.А. Шептицкий. ВЛИЯНИЕ ЦИНКА И МЕДИ НА ПИЩЕВОЕ ПОВЕДЕНИЕ И АКТИВНОСТЬ ПЕПТИДАЗ КИШЕЧНИКА КАРПА <i>CYPRINUS CARPIO</i>	187
Т.М. Минкина, Д.Г. Невидомская, В.А. Чаплыгин, Н.Е. Кравцова. БИОАККУМУЛЯЦИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ РАСТЕНИЯМИ-МАКРОФИТАМИ УСТЬЕВОЙ ОБЛАСТИ РЕКИ ДОН.....	195
А.Р. Сибиркина, А. А. Погодина. АНАЛИЗ СНЕГА С ОЗЕРА СМОЛИНО ЧЕЛЯБИНСКОЙ ОБЛАСТИ КАК СПОСОБ ПОЛУЧЕНИЯ ОПЕРАТИВНОЙ ИНФОРМАЦИИ О КАЧЕСТВЕ АТМОСФЕРНОГО ВОЗДУХА В ПРОМЫШЛЕННОМ ГОРОДЕ	199
Я.Т. Суюндуков, Ю.Ю. Серегина, Р.Ф. Хасанова, М.Б. Суюндукова. ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ В ВОДЕ И СОПРЕДЕЛЬНЫХ СРЕДАХ ЭКОСИСТЕМ ВЕРХОВЬЯ РЕКИ БЕЛАЯ (ЮЖНЫЙ УРАЛ).....	207

С.И. Филипенко, Н.Н. Зубкова, Е.Н. Филипенко, Л.А. Тихоненкова. ОСОБЕННОСТИ НАКОПЛЕНИЯ МЕТАЛЛОВ НЕКОТОРЫМИ ВИДАМИ РЫБ КУЧУРГАНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА-ОХЛАДИТЕЛЯ МОЛДАВСКОЙ ГРЭС	211
X. Cai, S.A. Ostroumov. DISCOVERY OF DETERGENT TOXICITY USING NON-ANIMAL BIOASSAY	215
V.N. Danilova. MERCURY IN SURFACE WATERS AND THE ROLE OF HUMIC ACIDS IN MERCURY MIGRATION	219

8. Геохимическая экология растений

Н.В. Алексеева-Попова, И.В. Дроздова. К ПРОБЛЕМЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ЧИСТОТЫ ЛЕКАРСТВЕННОГО СЫРЬЯ В КУЛЬТУРЕ (НА ПРИМЕРЕ ЖЕНЬШЕНЯ)	229
Т.В. Жуйкова, В.С. Безель, В.А. Гордеева, Е.В. Голоушкина. БИОГЕННЫЕ ЦИКЛЫ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ В ТРАВЯНЫХ ФИТОЦЕНОЗАХ ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ	233
Н.А. Кузьмичева. ВЛИЯНИЕ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ НА НАКОПЛЕНИЕ ФЛАВОНОИДОВ В ПРОРОСТКАХ ЛЮПИНА МНОГОЛИСТНОГО (LUPINUS POLYPHYLLUS LINDL.)	238
Т.М. Середин, А.В. Константинович, И.Г. Кохтенкова, Р.И. Омаров, М.М. Марчева, В.В. Шумилина, Т.Е. Шевченко, С.М. Сирота. ОСОБЕННОСТИ СОДЕРЖАНИЯ МИКРОНУТРИЕНТОВ В СОРТАХ ЧЕСНОКА ОЗИМОГО (ALLIUM SATIVUM L.) ОТЕЧЕСТВЕННОЙ И ЗАРУБЕЖНОЙ СЕЛЕКЦИИ ...	244
А.В. Синдирева. СПОСОБНОСТЬ РАСТЕНИЙ К УСВОЕНИЮ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ ИЗ ПОЧВЫ И УДОБРЕНИЙ В УСЛОВИЯХ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ	247
Н.В. Терехина. ПРОБЛЕМА НАКОПЛЕНИЯ ПОЛЛЮТАНТОВ ЗЕЛЕНЫМИ НАСАЖДЕНИЯМИ УРБОГЕОСИСТЕМ	252
В.А. Чаплыгин, С.С. Манджиева, Ю.А. Литвинов, Ю.А. Федоров, Т.М. Минкина, И.В. Замулина. СРАВНЕНИЕ СОДЕРЖАНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В РАСТЕНИЯХ ТРОСТНИКА ЮЖНОГО (PHRAGMITES AUSTRALIS SAV.) РАЗЛИЧНЫХ ИМПАКТНЫХ ЗОН РОСТОВСКОЙ ОБЛАСТИ.....	257

9. Преподавание основ биогеохимии и подготовка кадров

В.А. Боев. ШКОЛА-СЕМИНАР МОЛОДЫХ ИССЛЕДОВАТЕЛЕЙ – ВАЖНЫЙ ИНСТРУМЕНТ ПРОФЕССИОНАЛЬНОЙ ПОДГОТОВКИ КАДРОВ СПЕЦИАЛИСТОВ В ОБЛАСТИ ЭКОЛОГИИ И ИССЛЕДОВАТЕЛЕЙ – БИОГЕОХИМИКОВ	265
---	-----

А.В. Бокова, Л.Ю. Малых, О.П. Семенко. ИНФОРМИРОВАННОСТЬ МЛАДШИХ ШКОЛЬНИКОВ О ЗНАЧЕНИИ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ ДЛЯ ЗДОРОВЬЯ ЧЕЛОВЕКА.....	270
Е.Б. Бушева. ПРОБЛЕМА ФОРМИРОВАНИЯ ЧЕЛОВЕКА В СОВРЕМЕННОМ МИРЕ.....	274
О.Я. Россолова, Л.А. Ершов, Е.Р. Слобозиян. ПРЕПОДАВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ЭЛЕКТИВНЫХ КУРСОВ КАК ЭТАП ФОРМИРОВАНИЯ ЭКОЦЕНТРИЧЕСКОГО СОЗНАНИЯ (НА ПРИМЕРЕ ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКОГО ЦЕНТРА БЕНДЕРСКОГО ТЕОРЕТИЧЕСКОГО ЛИЦЕЯ).....	280
Е.Г. Сарасеко. ОХРАНА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ КАК СВЯЗУЮЩЕЕ ЗВЕНО ПРИ ПРАКТИКО-ОРИЕНТИРОВАННОМ ОБУЧЕНИИ СПАСАТЕЛЕЙ- ПОЖАРНЫХ 7 РАЗРЯДА.....	286
О.П. Семенко, А.И. Капитальчук. ФОРМИРОВАНИЕ ОСНОВ БИОГЕОХИМИЧЕСКИХ ЗНАНИЙ У ШКОЛЬНИКОВ НА ОСНОВЕ ИЗУЧЕНИЯ НАТУРНОГО ОБЪЕКТА.....	290
Е.А. Яцкова, М.В. Капитальчук. БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ЗНАНИЯ В ШКОЛЬНОМ КУРСЕ БИОЛОГИИ.....	295
М.В. Капитальчук. РЕЦЕНЗИЯ НА МОНОГРАФИЮ Б. Боинчан, Д. Дент. ЗЕМЛЕДЕЛИЕ НА ЧЕРНОЗЕМАХ. АДАПТИВНЫЙ МЕНЕДЖМЕНТ ПОЧВ.....	300
СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ.....	303

Научное издание

**БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ИННОВАЦИИ
В УСЛОВИЯХ КОРРЕКЦИИ ТЕХНОГЕНЕЗА БИОСФЕРЫ**

Труды

*Международного биогеохимического Симпозиума,
посвященного 125-летию со дня рождения
академика А.П. Виноградова
и 90-летию образования Приднестровского университета*

В двух томах

Том 2

г. Тирасполь, 5–7 ноября 2020 г.

Подготовка оригинал-макета

О.А. Штырова.

Печатается в авторской редакции.

На обложке рис. В.В. Ковальского «Ритмы пробуждения».
Опус голубой. Гуашь. Москва. 1962.

Подписано в печать 25.09.2020. Формат 60×90/8.

Бумага офсетная. Печать трафаретная.

Усл.-печ. л. 39,5. Тираж 300 экз. Заказ № 6186

Приднестровский государственный университет им. Т.Г. Шевченко,
3300, Тирасполь, ул. 25 Октября, 128

Отпечатано в ООО «РВТ»

Молдавия, г. Бендеры, ул. Калинина, 45А