

ISSN 0016-7525

Том 68, Номер 10

Октябрь 2023



# ГЕОХИМИЯ



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

Журнал публикует оригинальные работы по всем разделам геохимии, космохимии, термодинамики природных процессов, геохимии органического вещества, геохимии океана и экологии.



# СОДЕРЖАНИЕ

---

---

Том 68, номер 10, 2023

---

---

## Выпуск журнала посвящен биогеохимии и 160-летию ее основателя академика В.И. Вернадского

Современное развитие биогеохимических идей В.И. Вернадского <i>В. В. Ермаков</i>	995
Развитие идей В.И. Вернадского о природных водах: биогеохимические процессы и качество вод <i>Т. И. Моисеенко</i>	1009
Роль взаимодействий бактерий и глинистых минералов в педохимических процессах <i>Л. В. Переломов</i>	1021
Морфогенетические аномалии бриобионтов в условиях геохимически контрастной среды Донбасса <i>А. И. Сафонов, А. С. Алемасова, И. И. Зиньковская, К. Н. Вергель, Н. С. Юшин, А. В. Кравцова, О. Чалигава</i>	1032
Локальные биогеохимические циклы микроэлементов в агроэкосистемах Западной Сибири <i>А. В. Синдирева</i>	1045
Участие мелких млекопитающих в биогенном транзите микроэлементов при химическом загрязнении среды <i>С. В. Мухачева, В. С. Безель</i>	1059
Теоретические и методические подходы к анализу пространственных закономерностей распространения эндемических заболеваний геохимической природы <i>Е. М. Коробова, В. С. Баранчуков, Л. И. Колмыкова</i>	1073
Биогеохимические аспекты локального взаимодействия в системе “общество–природа” в условиях техногенеза биосферы <i>Е. В. Евстафьева, Е. В. Ясенева, А. М. Богданова, А. С. Макарова, О. А. Залата, С. Л. Тымченко, О. Б. Московчук, А. Е. Слюсаренко, И. А. Евстафьева, Ю. А. Бояринцева, С. А. Зинченко</i>	1087
Биогеохимический инжиниринг <i>В. Н. Башкин</i>	1100

---

---



## СОВРЕМЕННОЕ РАЗВИТИЕ БИОГЕОХИМИЧЕСКИХ ИДЕЙ В.И. ВЕРНАДСКОГО

© 2023 г. В. В. Ермаков\*

*Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН, ул. Косыгина, 19, Москва, 119991 Россия*

*\*e-mail: vad-ermak@yandex.ru*

Поступила в редакцию 02.03.2023 г.

После доработки 13.04.2023 г.

Принята к публикации 18.04.2023 г.

Рассмотрены сущность и развитие, созданного В.И. Вернадским нового научного направления в геохимии и биологии – биогеохимии. Особое внимание акцентировано на концепциях – живое вещество, биогенная миграция химических элементов, химический элементный состав организмов и его экологическое значение. Дан анализ развития функций биосферы (экологическая, концентрационная, информационная). Показана дифференциация химического элементного состава организмов в условиях техногенеза биосферы. Представлена роль биогеохимии в развитии биотехнологии и формировании биогеохимической индикации экологического состояния таксонов биосферы. Дан краткий анализ достижений биогеохимии и существующих проблем.

**Ключевые слова:** В.И. Вернадский, биогеохимия, биосфера, живое вещество, биогенная миграция, биолиты, химические элементы, функции биосферы, техногенез, биогеохимическая индикация, экология

**DOI:** 10.31857/S0016752523100047, **EDN:** YHRINA

### ВВЕДЕНИЕ

Вопросы неоднородности, организованности и оптимального состояния биосферы, ее функционирования и трансформации всегда были и остаются центральными научными проблемами. Они напрямую связаны с познанием природы жизни как планетарного и космического явления, с исторической оценкой роли живого вещества в прошлом, настоящем и будущем, с определением места и роли человека в эволюции Земли и с прогнозной оценкой развития таксонов биосферы. Данная статья посвящена биогеохимии – оригинальному научному направлению, созданному В.И. Вернадским в начале XX столетия. Ее появлению предшествовал период становления самого ученого, его убежденности в возрастающей антропогенной активности человека, сравнимой с геологическими процессами. Гениальность В.И. Вернадского сочеталась с огромной любовью к природе и человечеству в целом, а в биогеохимии он выразил свои чувства и мысли об органической связи человека с планетарными и космическими процессами, о биосфере, о вечности жизни, единстве жизни и геохимической среды и становлении ноосферы (Вернадский, 1940, 1980).

Значение биогеохимии в развитии современных биосферных исследований трудно переоце-

нить, особенно при оценке глобальных техногенных процессов, внедрении новых технологий и материалов, диагностике и профилактике микро-элементозов животных и человека.

### *Биогеохимия*

Понимание ряда функций биосферы Земли как области обитания и жизнедеятельности организмов, преобразующих земную кору, и планетарной роли человека стало возможным благодаря работам В.И. Вернадского (1922, 1940). Его концепции биосферы и ноосферы, идеи о геохимической роли живого вещества, формировании среды жизни привели к созданию нового раздела естествознания – биогеохимии, изучающей жизнь в аспекте миграции атомов и трансформации энергии.

Биогеохимия была основана В.И. Вернадским в 20-х гг. XX в. (Вернадский, 1940, 2016). Истоки биогеохимии относят к концу XIX в. в период работы В.И. Вернадского с В.В. Докучаевым, а также в “украинский” период его деятельности (1916–1918 гг.) (Вернадский, 1980). Научные исследования В.И. Вернадского под руководством В.В. Докучаева (1994) сформировали в нем широту взглядов на сложность происходящих в почвенной среде процессов. Это был начальный период

зарождения биогеохимии — оценка роли организмов в образовании минералов почв. В последующий период В.И. Вернадский создает концепцию биосферы как области обитания всех организмов (живого вещества), ставшей фундаментом биогеохимии.

Согласно В.И. Вернадскому, “биогеохимия в атомном аспекте научно охватывает изучение жизни в строении нашей планеты” (Вернадский, 1980; с. 10). “Биогеохимия — новая большая отрасль геохимии, изучающая влияние жизни на геохимические процессы, связывает по-новому науку о жизни с геологией и с науками об атомах” (Вернадский, 1980; с. 11). “Биогеохимия есть одна из наук, связанных с изучением атомов. Биогеохимия изучает влияние жизни на историю земных химических элементов, т.е. всех различных атомов земной коры; в частности, она исследует те перемещения земных атомов — миграции их масс, которые вызываются живыми организмами. ... Биогеохимия может быть рассматриваема в связи с этим как геохимия биогенных процессов ... Биогеохимия изучает атомный состав организмов, его отношение к атомной структуре области жизни, проявление всех тех свойств организма, которые непосредственно обуславливаются его атомным строением” (Вернадский, 1980; с. 13).

По определению В.В. Ковальского (1982), “Биогеохимия — наука о химии жизни и геохимии среды, их взаимодействии”. При этом “Основной задачей биогеохимии является изучение жизни и геохимической среды в их единстве как системы организованности развития, строения и функций биосферы”.

Существуют и другие определения этой науки, но неизменным остается участие организмов в геохимических и биосферных процессах. В связи с развитием геохимической экологии как одного из направлений биогеохимии, нами было дано следующее определение данной науки: Биогеохимия — *система знаний, системная наука об элементном составе живого вещества и его роли в миграции, трансформации и концентрировании химических элементов и их соединений в биосфере, о геохимических процессах с участием организмов, их взаимодействии с геохимической средой и геохимических функциях биосферы* (Ермаков, 2016).

Предметом изучения биогеохимии служат процессы и механизмы миграции химических элементов и их соединений между организмами и окружающей средой. Ее развитие стало возможным благодаря ученикам и последователям В.И. Вернадского. В.В. Ковальский (1991) отмечал, что рассмотрение поведения одного или группы химических элементов изолированно, вне связи организма и среды теряет смысл в биогеохимии, ибо биогеохимия системная наука.

Наиболее активно идеи биогеохимии стали реализовываться после организации В.И. Вернадским Биогеохимической лаборатории (БИОГЕЛ). В 1926 г. для выделения биогеохимических исследований в самостоятельное направление В.И. Вернадский организует при КЕПСе “Отдел живого вещества”, а в 1927 г. по его инициативе физико-математическое отделение АН приняло решение об организации самостоятельной Биогеохимической лаборатории. По последним опубликованным данным, она была учреждена в Радиевом институте не в 1928, а в 1926 г. Это следует из Записки В.И. Вернадского (2013) академику В.Л. Комарову — президенту АН СССР. Тем не менее, датой создания БИОГЕЛ считают 1 октября 1928 г., о чем В.И. Вернадский указывает в статье “О биогеохимии” (Вернадский, 2016). Таким образом, дата начала деятельности БИОГЕЛ — 1 октября 1928 г., а в 2023 г. исполняется 95 лет Лаборатории биогеохимии. Став первым ее заведующим (директором), В.И. Вернадский оставался им до конца своей жизни в течение 16 лет.

Научная цель БИОГЕЛ была сформулирована В.И. Вернадским как “познание явлений жизни с геохимической точки зрения”. Основные ее задачи, по В.И. Вернадскому, были следующими: определение химического элементного состава живых организмов, в том числе для химической характеристики вида; выяснение специфики изотопного состава элементов живой материи; определение геохимической (биогеохимической) энергии “живого вещества”; определение радиоактивных элементов в живых организмах и исследование вклада радиоактивности в геохимическую энергию “живого вещества” (Вернадский, 2016).

Биогеохимическая энергия живого вещества ( $E_{бгх}$ ) определяется, прежде всего, размножением организмов, обусловливаемым энергетикой планеты, и подчиняется основным законам термодинамики, что обеспечивает существование и устойчивость такой системы, как биосфера. Живое вещество является носителем биогеохимической энергии и создателем ее в таком масштабе, в каком она не существует ни в одной земной оболочке. Существуют предел образования биогеохимической энергии человечества  $E_{бгх} \leq X_{кр}$ , т.е. существует область ( $\Omega_{дон}$ ), которая зависит от скорости передачи жизни, и предел размножения человека. В данном случае  $E_{бгх}$  — биогеохимическая энергия,  $X_{кр}$  — критические значения биогеохимической энергии, связанные с природными катастрофами (Живетин, 2008).

#### *Биосфера и ее функции*

В.И. Вернадский разработал учение о биосфере — области обитания всего планетарного комплекса организмов, включив в биосферу геологические оболочки, заселенные ими в настоящее

время и в прошлом. Наиболее полное изложение этого учения представлено В.И. Вернадским в книге “Биосфера” (1926), а также в статье “Эволюция видов и живое вещество” (1928).

При характеристике биосферы В.И. Вернадский выделяет следующие ее функции: газовая, кислородная, окислительная, кальциевая, восстановительная, концентрационная, разрушения органических соединений, восстановительное разложение органических соединений, метаболизма и дыхания организмов (Вернадский, 1980; с. 288–289). Именно геохимическая деятельность организмов в основном определяет химический состав окружающей их среды. Поддержанию концентрации кислорода в атмосфере мы обязаны фотосинтетической деятельности зеленых растений. Главным фактором формирования химического состава вод биосферы также является живое вещество (Моисеенко, 2018; Романкевич, Ветров, 2021).

В настоящее время на основании биогеохимических принципов (Вернадский, 1940, 1980) и в работах более позднего периода (Будыко и др., 1985; Bashkin, Howarth, 2014) наиболее часто выделяют следующие основные функции биосферы:

– энергетическая, связанная с аккумулярованием и преобразованием энергии аутоотрофными и гетеротрофными организмами;

– биохимическая, состоящая в синтезе органических веществ с вовлечением макро- и микроэлементов (МЭ), их концентрированием и рассеиванием;

– трансформирующая, сущность которой состоит в минерализации органического вещества и в преобразованиях органических и неорганических соединений;

– транспортная, связанная с массопереносом вещества и биогенной миграцией химических элементов;

– средообразующая и гомеостатическая, состоящие в формировании геохимических свойств среды обитания и в обеспечении относительного постоянства внутренних сред организма и среды обитания;

– деструктивная, обеспечивающая разложение и трансформацию детрита организмов;

– экологическая, сущность которой заключается во взаимодействии различных групп организмов и компонентов среды внутри экосистем;

– информационная, обеспечивающая взаимодействие и регуляцию развития организмов и среды;

– космическая, обуславливающая периодичность миграционных и биологических ритмов, реакций организмов под влиянием космических факторов.

Указанные функции биосферы проявляются в своем единстве в локальных, региональных и глобальных биогеохимических циклах химических элементов, протекающих в процессе геологических циклов. Учитывая место биосферы Земли в Солнечной системе и Галактике, все масштабные биосферные изменения, связанные с ее энергией, массообменом вещества и продуктивностью, необходимо рассматривать во взаимосвязи с глобальными планетарными процессами и отдельными блоками более высокого порядка. Оценка взаимодействия локальных и глобальных процессов в биосфере на статическом уровне как экосистеме высшего уровня целесообразно оценивать в рамках трех системных уровней: статическом (пассивные или активные воздействия человека и общества на окружающую среду), геодинамическом (оценка глубинных сил и процессов, возникающих в результате глобальной эволюции Земли) и системно-прогностическим (прогноз на основе многофакторного анализа критериев и параметров всех блоков экосистемы).

#### *Живое вещество биосферы*

Формируя учение о биосфере как области пространства жизни, включающей наряду с организмами и среду их обитания, В.И. Вернадский ввел новое понятие – “живое вещество”. Сущность термина “живое вещество” детально была рассмотрена В.И. Вернадским в 1930 г. в статье “Общие соображения по изучению живого вещества”.

Первоначально В.И. Вернадский определил “живое вещество” следующим образом: “Под именем живого вещества я буду подразумевать всю совокупность организмов, растительных и животных, в том числе и человека” (Вернадский, 1940). В последующих работах он неоднократно возвращался к этому определению, дополняя и уточняя его. Главными из этих уточнений были его суждения о трансформации различных форм энергии, их роли в функционировании “живого вещества” и в истории химических элементов на Земле.

Живое вещество как совокупность организмов биосферы гетерогенно, пластично, возобновляемо, целостно, организовано, осуществляет вечное движение атомов химических элементов, трансформирует энергию, формируя и сохраняя соответствующую среду. Оно обладает конкретным химическим элементным составом, массой, энергией и функциями. Живое вещество мозаично, “всюдно” (Вернадский, 1980, с. 30). Для него характерны гомеостаз за счет биоразнообразия, многочисленных связей между отдельными организмами и уникальное свойство – адаптация. Оно обладает огромной свободной энергией и быстротечными биохимическими реакциями. Эта биохимическая энергия пронизывает всю биосферу.

Концепция “живого вещества” как ключевого понятия учения о биосфере формировалась В.И. Вернадским в период с 1916 по 1919 гг. (Вернадский, 1960). В статье “Химический состав живого вещества в связи с химией земной коры” В.И. Вернадский писал: “В геохимии мы не можем обойтись без изучения живых организмов, явлений жизни. Но эти организмы проявляются для нас совсем не в тех формах, в каких они рисуются биологам. Геохимик должен свести организмы к тем формам нахождения химических элементов, с которыми он имеет дело в минеральном царстве; для него организм проявляется своим химическим составом, своим весом, своей энергией. Морфологическая его структура, внутренние процессы, идущие внутри организма, отходят на второй план, хотя отнюдь не являются, как мы это увидим, безразличными” (Вернадский, 1922).

Концепция живого вещества является центральной в учении о биосфере. Ее универсальность связана как с глобальной организацией нашей планеты, так и с уникальным свойством биосферы — всепроникающей и организованной жизнью. За 100-летний период понятие живого вещества биосферы от абстрактно-философского значения наполнилось конкретным содержанием об особенностях комплекса организмов, населяющих планету, их связях и функциях (Ермаков, Ковальский, 2018; Янин, 2022).

Основные свойства живого вещества: единство химического состава, дискретность и целостность, организованность, обмен веществ и энергии, самовоспроизведение, наследственность, изменчивость, рост и развитие, раздражимость и движение (Ермаков, Ковальский, 2018).

Масса живого вещества, изменяется от  $1.13 \times 10^{12}$  до  $10^{14}$  т. Различия оценок, по-видимому, обусловлены не только особенностями в методах расчета, но и эволюцией таксонов биосферы. При этом не менее трети всей массы биоты составляет микробная биомасса океана (Ермаков, 2018). Для суши, вероятно, микробная биомасса сравнима с таковой растений. При этом она включает не только бактерии на суше, симбиотические бактерии в эукариотических организмах, бактерии в почвах, нанопланктон и другие бактерии океана, но и прокариотическую биоту (эубактерии и археи) экстремальных биотопов (Заварзин, 2003; Добрецов, 2005).

Живое вещество океана дискретно не только на суше, но и в Мировом океане. Поверхностная и донная границы являются, по выражению В.И. Вернадского, “пленками жизни”, в прибрежных же районах выделяются “стужения жизни”, поражающие изображение своим богатством и разнообразием. В настоящее время установлены скопления живого вещества не только над курильщиками, но и в толще океана на глуби-

не 2000 и 4000 м. По типам местообитаний различают пелагические организмы, населяющие толщу воды, и организмы, населяющие дно. Слой океана в 100–150 м является фотосинтетическим. Суммарная первичная продукция океана оценивается в  $10^{11}$  С т/год (Романкевич, Ветров, 2021). Океан отличается сложностью трофических связей и биоразнообразием. Животный мир Океана еще более разнообразен по сравнению с континентами. В Океане обитает 150 тысяч видов животных и 10 тысяч водорослей, а общий объем биомассы оценивается в 35 миллиардов тонн. (Верещака, 2003; Vereshchaka et al., 2021).

Масса живого вещества — индикатор эволюции биосферы и усиливающегося антропогенного влияния. Поэтому ее более точное определение — одна из задач современной науки. По-видимому, возможно развитие методов учета живого вещества биосферы на основании энергетических, изотопных характеристик и газового баланса. Но это задача будущего.

Прошло более 100 лет, когда В.И. Вернадский ввел понятие “живое вещество” вначале в геологические науки, а затем в естествознание, в целом. Это позволило соединить воедино все оболочки Земли, выделив биосферу как основной носитель живого вещества и по-новому осветить процессы, происходящие на нашей планете. При этом в глобальном смысле живое вещество рассматривается как совокупность организмов биосферы. А в локальном аспекте живое вещество представляет собой дифференцированный арсенал организмов, функционирующих вместе, но состоящий из царств, сообществ, популяций и видов.

Роль живого вещества, обладающего конкретным химическим составом и специфическими функциями, в рассеивании и концентрировании химических элементов и их соединений в биосфере отражена в понятиях биогеохимическая энергия организмов и биогенная миграция (Вернадский, 1940).

#### *Биогенная миграция химических элементов*

Центральное место в учении о биосфере принадлежит понятию “биогенная миграция”. Роль “живых организмов” В.И. Вернадский ставит на первое место при изучении биогенной миграции вещества. Однако, в последующем, в особенности в западных странах Европы огромную роль стали придавать неживому (ископаемому веществу, то есть отмершим организмам) (Treatise, 2004). В России это направление исследований развивается профессором С.А. Остроумовым (2010) и А.С. Керженцевым (2006).

Биогенная миграция — это движение, концентрирование и рассеяние химических элементов и

их соединений в результате жизнедеятельности организмов: метаболических процессов, роста и размножения. При этом В.И. Вернадский дифференцировал биогенную миграцию атомов 1-го рода для прокариот, биогенную миграцию атомов 2-го рода для эукариот, миграцию атомов 3-го рода для человека.

В.И. Вернадский придает исключительно важное значение взаимодействию гетерогенного живого вещества, способного к воспроизведению, регуляции, сохранению информации и трансформации энергии, и биосферы как среды обитания организмов (планетной экосистемы), о чем свидетельствует нижеприведенная схема (Вернадский, 1980) (рис. 1).

Это взаимодействие осуществляется через биогенную миграцию химических элементов (биогеохимические циклы), трансформацию вещества и энергии. При этом все живое вещество Земли организовано и физико-химически едино: “Все живое происходит из живого в биосфере, комплекс физико-химических явлений в которой точно ограничен и определен” (Вернадский, 1980; с. 279), а “биогенная миграция химических элементов в биосфере стремится к максимальному своему проявлению” (1-й биогеохимический принцип) (Вернадский, 1960; с. 244). Далее В.И. Вернадский утверждает: “эволюция видов, приводящая к созданию форм жизни, устойчивых в биосфере, должна идти в направлении, увеличивающем проявление биогенной миграции атомов в биосфере” (2-й биогеохимический принцип) (Вернадский, 1980; с. 260); “живое вещество находится в непрерывном химическом обмене с космической средой, его окружающей, ... живое вещество создается и поддерживается на нашей планете космической энергией Солнца” (3-й биогеохимический принцип) (Вернадский, 1980; с. 260). Эта концепция позднее получила название закона единства организм–среда: “жизнь развивается в результате постоянного обмена веществом и информацией на базе потока энергии в совокупном единстве среды и населяющих ее организмов” (Вернадский, 1980; с. 19). В этом системном блоке действует принцип экологического соответствия: форма существования организма (включая его генетические особенности) всегда соответствует условиям жизни.

#### *Химический элементный состав организмов и его экологическое значение*

Изучение химического элементного состава живого вещества, начатое в организованной В.И. Вернадским лаборатории биогеохимии (БИОГЕЛ), вскоре охватило заметную часть научных лабораторий мира, как внутри страны, так и за рубежом. Широко известны работы А.П. Виноградова (2001) по химическому элементному составу организмов моря, обобщения В.А. Ковды (1985) по особенностям состава растений суши и почвенного покрова и многие другие. Последующая систематизация фактических данных позволила сформировать представления о значении элементного состава как систематического признака организмов, концепцию биогеохимических провинций (Виноградов, 1938, 1963) и новое экологическое направление — геохимическую экологию (Ковальский, 1974). Работы в этом направлении дали возможность открыть биологические функции отдельных макро- и микроэлементов, разработать мероприятия по профилактике микроэлементозов и биогеохимические методы поисков на основании данных по биогеохимической индикации аномалий.

Биогеохимическая индикация аномалий — это выявление аномальных таксонов биосферы, характеризующихся резко повышенным или пониженным уровнем содержания химических элементов и их соединений в среде и организмах. Это рудные аномалии, аномалии миграции химических элементов в ландшафтах, техногенные аномалии. Теоретически выделение аномалий основано на принципе: все изменения, происходящие в биосфере, отражаются на изменении свойств и состава живого вещества (Ермаков, 1999). В этом проявляется еще одно свойство живого вещества — *информационное единство и его емкость*.

В частности, в настоящее время развивается индикация микроэлементозов животных и человека по химическому элементному составу органов и тканей, например, по элементному составу волосяного покрова (Тютиков, Ермаков, 2015) (табл. 1).

В целом, *химический элементный состав живого вещества является мерой биогенной миграции химических элементов*. При этом первоначальные представления об интенсивности вовлечения в

*Совокупности организмов (живое вещество), для каждой морфологической формы, обладающие постоянным (в пределах определенных колебаний): объемом, массой, химическим составом, термодинамическими и фазовыми полями*

→ *Среда в состоянии организованности, т.е. биосфера — организованная*  
← *определенная оболочка земной коры, сопряженная с жизнью*

Рис. 1. Взаимодействие среда—организм по В.И. Вернадскому (1980, с. 19).

**Таблица 1.** Эффективность индикации микроэлементозов животных по химическому элементному составу волосяного покрова крупного рогатого скота\* (Тютиков, Ермаков, 2015)

Микро-элемент	Оценка микроэлементозов			
	Избыток		Дефицит	
	корма*	волосы	растения**	волосы
Fe	>200	>100	<20	<30
Mn	>100	>20	<20	<5
Zn	>100	>150	<20	<50
Sr	>100	>20	нд	нд
Cu	>80	>10	<5	<5
Mo	>3	>0.5	<0.2	<0.1
Co	>2	>0.1	<0.2	<0.05
Ni	>3	>2	нд	нд
Pb	>5	>1	нд	нд
Cd	>0.4	>1	нд	нд
Hg	>0.1	>0.5	нд	нд
Se	>1	>2	<0.05	нд
As	>1	>2	нд	нд
I	>5	>1	<0.1	<0.2

\* Согласно МДУ (1987), \*\* в соответствии с критериями (1994), нд – нет данных.

биогенную миграцию тех или иных химических элементов можно получить при сравнении концентрационных характеристик организмов и земной коры (Ермаков, Тютиков, 2008).

Следует отметить новый этап в развитии учения о микроэлементах. Кроме специфического участия микроэлементов в определенных реакциях обмена веществ, в настоящее время особую роль придают их метаболическим взаимодействиям. Последние наблюдаются как в процессе образования и трансформации планетного вещества, в эпигенетических и гипергенных процессах (миграция и дифференциация вещества), так и в биогеохимических процессах (аккумуляция и рассеяние химических элементов организмами). Конкурентные и синергические связи между макро- и микроэлементами (Ca–P, Ca–Sr, Fe–Mn, Fe–Zn, P–Se, Ca–Zn, I–Se, U–Se, Cu–Se, Zn–Cd, Cu–Mo, Mo–W) выявлены на стадии всасывания, на фазе проникновения через мембраны, на молекулярном и генетическом уровнях (Anke, 2004). По-видимому, эти связи формировались в длительном геологическом времени наряду с эволюцией организмов. Последняя совершалась адекватно изменению среды их обитания.

Так, при Мо токсикозах животных отмечен антагонизм Мо, Cu и S (сульфатами) (Kovalskij, 1977). Антагонизм наиболее четко проявляется в

районах с заметным преобладанием Cu над Мо в рационе животных. В бассейне р. Баксан такое взаимодействие также имеет место в наиболее обогащенных металлами рудных и примыкающих к ним территориях (Тырныауз, Былым). Но в данном субрегионе биосферы в почвах и растениях наблюдается повышенное содержание W. Этот микроэлемент присутствует не только в растениях, но и в жидкостях и тканях животных. Наряду с Мо, Cu, Fe W обнаруживается во фракциях ксантинооксидазы молока крупного рогатого скота, а в опытах *in vitro* ионы W ингибируют активность фермента (Ермаков и др., 2020) Результаты исследований согласуются с существующими данными по влиянию W на развитие Мо токсикоза в экспериментах на животных (Pan, 1986). Полагают, что в ходе эволюции жизненных форм возрастание значения молибдена и снижение важности вольфрама происходило вследствие специфики физико-химических свойств этих элементов и смены условий среды обитания организмов (Заварзин, 2003; Федонкин, 2008).

#### Биогеохимическое районирование

Идея биогеохимической гетерогенности химического элементного состава живого вещества и зональности континентов послужила основой биогеохимического районирования территории СССР В.В. Ковальским (1974). В настоящее время биогеохимическое районирование таксонов биосферы является одним из важных элементов системы современного экологического мониторинга.

Мозаичность таксонов биосферы связана не только с геологическими факторами эволюции нашей планеты, но и с их относительно динамическим состоянием. Процессы выветривания пород, массоперенос вещества и его трансформация происходят постоянно. Но с появлением человека в биосфере появляется мощная антропогенная составляющая, усиливающая преобразование биосферы в целом. Поэтому изучение роли техногенных факторов на фоне относительно природных процессов трансформации вещества и реакций организмов становится одной из главных задач биогеохимии. В этом направлении представляют интерес работы Е.М. Коробовой и коллег (2020) по комплексной оценке относительно природных и техногенных потоков микроэлементов и радионуклидов. Экологические катастрофы на атомных электростанциях (Чернобыль, Фукусима) активировали оценку миграции радионуклидов в окружающей среде, создание специальных ГИС, систем отслеживания и мониторинга, а также создание теории поведения радионуклидов (концепция паттернов) (Линник, 2018).

Биогеохимическое районирование таксонов биосферы является одним из важных элементов

системы современного экологического мониторинга. Тем не менее, в настоящее время накопилось много данных о районировании отдельных территорий России и карта биогеохимического районирования, предложенная В.В. Ковальским (1974), требует уточнения.

Из других научных концепций В.И. Вернадского следует отметить его идеи о вечности жизни, организованности биосферы и космизме, проблему биолитов, рассмотренные в работах (Шипунов, 1980; Юшкин, 2008; Аксенов, 2022).

*Связь биогеохимии с другими науками*

Интенсивное развитие биогеохимии в мире явилось результатом дифференциации этой науки и возникновению новых направлений (рис. 2).

В современных условиях техногенеза биосферы роль биогеохимии резко возрастает. В настоящее время формируется новое научное направление – биогеохимия ноосферы. Предметом ее исследований становятся техногенно преобразованные таксоны биосферы, их эволюция и пути оптимального взаимодействия человека и природы. Полагают, что техногенная составляющая биогеохимических циклов не должна превышать природные потоки вещества (Коробова, 2020). Методические аспекты оценки техногенной и относительно природной составляющей локальных биогеохимических циклов отражена в работе Н.С. Касимова (2013).

Развитие биогеохимии тесно связано с достижениями в других областях знания (рис. 2). Прежде всего, новые знания в биогеохимии определяются развитием аналитической химии, разработкой и применением новых методов анализа вещества.

Биогеохимия широко использует методы биохимии в области изучения микроэлементозов, оценки эволюционных процессов, особенностей

пищевых цепей. Биохимия, в свою очередь, использует знания биогеохимии при исследовании минерального обмена, биологической роли микроэлементов, связи организмов с геохимической средой. Тесно к этому взаимодействию наук примыкает физиология микроорганизмов, растений, животных и человека. Это и нейро-гуморальная регуляция жизненных процессов, гормональный статус, процессы адаптации и взаимодействия различных факторов среды и организма.

Невозможно представить биогеохимию без элементов микробиологии. Азотфиксация, нитрификация, хемосинтез, сульфат-редукция, трансформация соединений железа и марганца осуществляются с помощью микроорганизмов. Они являются двигателями глобальных биогеохимических циклов углерода, азота, фосфора и других химических элементов. К этому взаимодействию тесно примыкает почвоведение, образуя новое биологическое направление – биогеохимию почв.

Существенная роль принадлежит биогеохимическим факторам в регуляции генетических процессов при взаимодействии организмов с геохимической средой. Успехи молекулярной биологии и генетики активируют процессы познания биологической роли химических элементов и их соединений.

Биогеохимия использует методы современной информатики. Особенно это касается применения компьютерных систем для оценки биогеохимических и других процессов в динамике. Это достижение разумного человека можно рассматривать как ноосферное, если оно служит целям развития и сохранения цивилизации (Sarian et al., 2020).

Наконец, биогеохимия и экология пронизывают друг друга. Оба научных направления представляют собой системы знаний о взаимосвязи и взаимодействии организмов и среды обитания. В биогеохимии это взаимодействие выражается че-

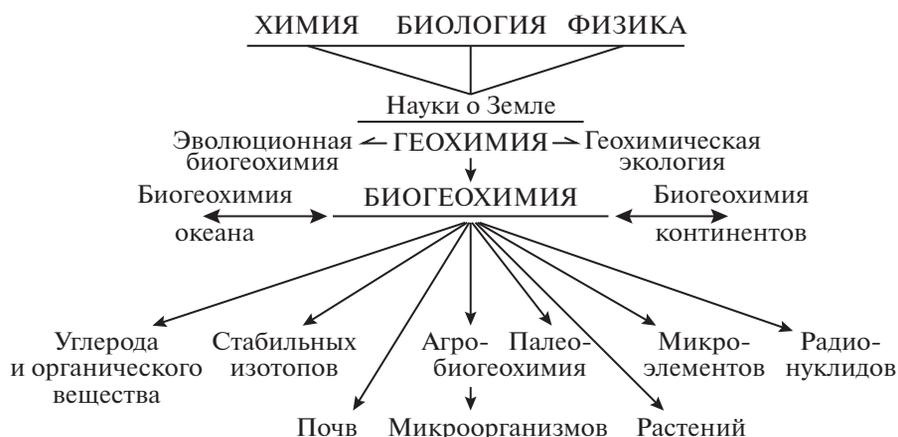


Рис. 2. Основные направления биогеохимии.

рез биогенную миграцию атомов химических элементов и их соединений, а в экологии – в более широком русле через пищевые цепи, энергетические процессы, организменные связи, включая духовные и эстетические факторы для человека. Обе науки взаимно дополняют друг друга.

Биогеохимия имеет ряд тождественных с общей экологией признаков. Взаимодействие организмов с геохимической средой, зависимость их химического состава от состава среды, придают биогеохимии экологическую направленность. Особенно это касается биогеохимических циклов, рассматриваемых общей экологией (Добровольский, 2007). Тем не менее, отождествлять биогеохимию с экологией невозможно, так как они отличаются предметом, объектами исследований, общей методологией и изучаемыми процессами. Вопросы эволюции элементного состава живого вещества, генезиса биолитов и месторождений, фракционирования изотопов, процессы и механизмы обмена веществом в системных блоках: атмосфера-литосфера (океан), биогеохимическое районирование таксонов биосферы и ряд других решаются в рамках биогеохимии.

Экологические аспекты биогеохимии наиболее полно воплощены в концепции биогеохимических провинций (Виноградов, 1963) и геохимической экологии (Ковальский, 1974). Большой вклад в развитие биогеохимии внесли также В.А. Ковда (1985), Н.Г. Зырин (1977), А.И. Перельман (1980), Ю.Е. Саэт (1990), А.Ю. Леин (2004), Е.А. Романкевич и А.А. Ветров (2021), E.T. Degens (2012) и M. Anke (2004), G.E. Hutchinson (1978), A. Kabata-Pendias (1999), V.N. Bashkin and R. Howarth (2014).

#### *Концентрационная функция живого вещества и ее использование в биотехнологии*

Существует тесная связь между биогеохимией и биотехнологией. Уже в ранних работах В.И. Вернадского по биогеохимии он дифференцирует организмы по их преобладающему концентрированию определенных химических элементов (кремниевые, алюминийевые, железные, кальциевые и т.п.) (Вернадский, 1940).

Концентрационная функция живого вещества является одной из центральных биосферных проблем. Она связана с синтетической и жизнеобеспечивающей деятельностью организмов. Ярким примером такой активности являются фото- и хемосинтез. Синтетическая и концентрационная функции организмов контролируются генетически и являются специфическими для отдельных организмов. Концентрирование макроэлементов общеизвестно для организмов-концентраторов Ca, Mg, Sr, Si, Na, K, Fe, S, что сопровождается образованием биолитов. Метаболические меха-

низмы концентрирования микроэлементов связаны с физиологическими процессами регуляции их аккумуляции и всасывания, контролируемые ионными каналами, конкурентными взаимодействиями и определенными генами. Систематизация фактов о концентрировании определенных химических элементов организмами принадлежит В.И. Вернадскому (1940) и А.П. Виноградову (1963). В настоящее время это направление развивается многими учеными и коллективами. Живое вещество состоит в основном из легких атомов химических элементов, что связано с планетарной историей. Нам известны многие организмы, концентрирующие микроэлементы. Эта функция является основой ряда современных биотехнологий. В частности, установлено специфическое аккумуляции некоторых редких элементов микроорганизмами, высшими грибами и растениями, что может быть положено в основу создания новых эффективных препаратов для коррекции дефицита микроэлементов и извлечения редких элементов из природного сырья (Градова и др., 2020).

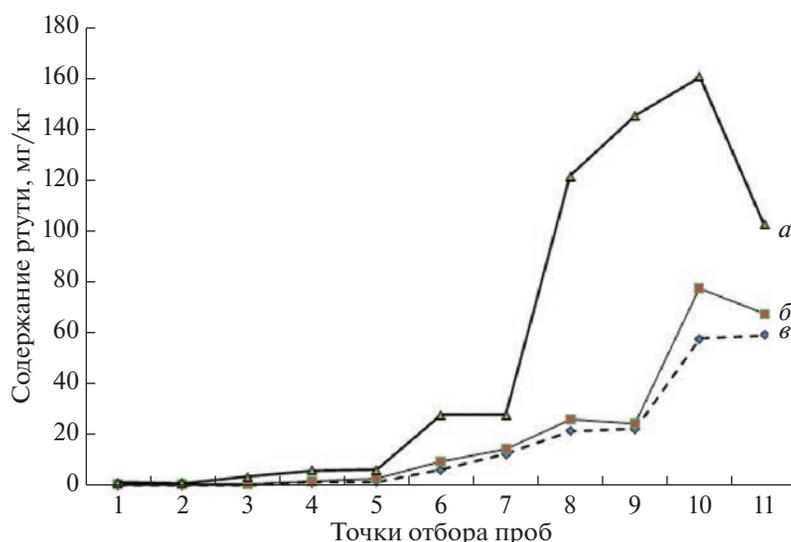
Важная роль в концентрировании микроэлементов принадлежит почвенным микроорганизмам (табл. 2). Для них характерно высокое значение коэффициента биологического поглощения (Кб), достигающее для сурьмы 73 единиц.

Так, при максимальном содержании ртути в почвах концентрации ее в злаках и биомассе почвенной микрофлоры снижаются. Биомасса злаков при высоких концентрациях ртути в почвах уменьшается более заметно, чем биомасса почвенной микрофлоры (рис. 3). При этом установлена прямая положительная корреляция между уровнем содержания металла в почвах и его концентрацией в сухой биомассе микроорганизмов ( $r = +0.827$ ), что важно при разработке технологий ремедиации почв, загрязненных ртутью (Данилова и др., 2008).

Используя методы генетики и геохимической экологии, биотехнологами получены эффективные препараты, содержащие микроэлементы – йод, селен, кобальт, железо, молибден, применяемые для коррекции микроэлементозов животных и человека. Кроме того, известны биотехнологические методы утилизации углекислого газа и биодеградации углеводородов.

Экспериментально показано, что при применении азотобактерина – внесение в молибден-недостаточную дерново-подзолистую почву молибдата натрия в концентрации 5 и 10 мг/кг содержание азота в почве повышалось, соответственно на 17 и 25% (Градова, 2020).

Внесение в почву железа в течение 28 дней в форме бактериального препарата приводило к снижению углеводов в почве на 33% по сравнению с контролем. Таким образом, показано, что функциональная активность микробных пре-



**Рис. 3.** Сравнительное аккумулярование ртути почвенной микрофлорой (а) и растениями (б) из почвенной среды на основе почв рудника Чауйвай (Кыргызстан) (в) (Данилова и др., 2008). Максимальная концентрация ртути в почвах 56.7 мг/кг.

паратов зависит от использования их биогеохимического потенциала, который может быть лимитирован отсутствием значимых микроэлементов (Градова и др., 2020).

Следует отметить высокую аккумулярующую способность некоторых растений накапливать не только микро-, но и ультрамикроэлементы. Например, в пределах бывшего Жирекенского ГОКа растения содержали рений не в нг/кг, а в мг/кг, то есть выше фоновых концентраций в  $10^5$ – $10^6$  раз. Известно, что рений тяготеет к Mo-Cu рудопрооявлениям и при выветривании умеренно мигри-

рует с водами и почвенными растворами, накапливаясь в растениях. Не образуя рений-органических соединений в растениях, по-видимому, Re в форме перрената частично восстанавливается, являясь акцептором электронов в быстро протекаемых окислительно-восстановительных реакциях. Кроме того, включение рения в фермент ксантинооксидазу указывает на его важные биологические функции (Ермаков и др., 2018).

Особую группу концентраторов микроэлементов представляют организмы гидротерм (Демина, Галкин, 2013). Так, для термофильных полихет

**Таблица 2.** Параметры аккумулярования микроэлементов почвенными микроорганизмами (Ермаков, Тютиков, 2008)

Микроэлемент	r почва–биомасса	Аккумуляровано*, г	% от общего содержания	Кб
Cu	+0.89	9–2100	0.001–0.165	0.5–2.10
Zn	+ 0.92	8–5412	0.001–0.376	0.28–4.56
Pb	нд	52–9350	0.0018–0.278	0.29–3.33
Hg	+0.83	0.09–60.0	0.0004–0.83	0.26–36.64
Sb	+0.81	1–990	0.0004–2.61	0.40–73.19
As	+0.64	0.35–119.5	0.00015–0.064	0.16–2.07
Ni	нд	17–853	0.0055–1.615	нд
Co	нд	6.2–152	0.057–0.219	нд
Mn	нд	117–7760	0.0018–0.449	1.49–4.32
Mo	нд	нд	нд	3.22–13.66
W	нд	нд	нд	0.11–1.43
Re	нд	нд	нд	5.32

Примечания. r – коэффициент корреляции; \* количество металлов, захватываемое почвенной микрофлорой, (для почвенного монолита площадью 1 га и высотой 20 см); нд – нет данных.

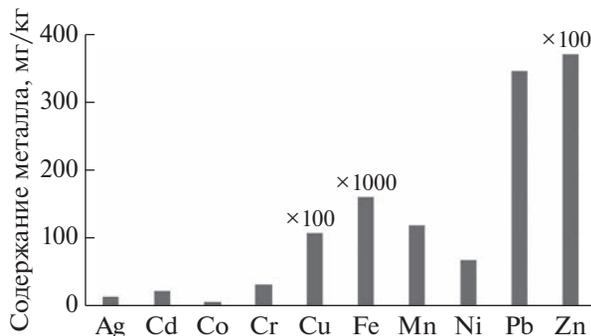


Рис. 4. Содержание металлов в трубках полихет *Alvinella pompejana*, в мг/кг сухого вещества. По материалам Л.Л. Деминой и С.В. Галкина (2013).

*Alvinella pompejana*, обитающих в зоне непосредственного влияния флюидов океанических гидротерм, характерно уникальное свойство накапливать металлы (рис. 4). Нетрудно заметить, что полихеты наиболее интенсивно аккумулируют железо, цинк и медь.

Это явление связано с высокими концентрациями металлов в горячей воде биотопа альвинеллид и специфическим улавливанием микроминералов (пирита, халькопирита, сфалерита, вюртцита) в бактериальной слизи полихет, покрывающих их тело. При этом концентрации мышьяка и селена в трубках достигали 9.5 и 1.7 мг/кг, соответственно.

Таким образом, развитие проблемы концентрирования микроэлементов организмами дает не только новые знания о механизмах концентрирования химических элементов, особенностях их обмена и влиянии на физиологические процессы, но и служит созданию новых технологий в экологии, микробиологии, растениеводстве, медицине и ветеринарии.

#### Успехи биогеохимии и существующие проблемы

Успехи развития биогеохимических идей В.И. Вернадского за 100-летний период ее создания очевидны. Из достижений континентальной биогеохимии следует отметить: внедрение системного подхода в изучение локальных и глобальных циклов химических элементов; формирование и развитие новой ветви биогеохимии и экологии – геохимической экологии; разработку биогеохимического метода поисков полезных ископаемых; формирование и развитие радиобиогеохимии; разработку новых биогеохимических технологий извлечения редких химических элементов и формирование инженерной биогеохимии; районирование таксонов биосферы; экологическую оценку территорий с использованием биогеохимических критериев; биогеохимическую индикацию микроэлементозов и ряд других.

При оценке геохимической роли живого вещества в природно-техногенных процессах успешно используются информация о содержании и соотношении стабильных изотопов химических элементов, особенно углерода и кислорода в биогеохимической пищевой цепи. В настоящее время методы изотопной биогеохимии широко применяются в экологических, клинических и токсикологических исследованиях. Стабильные изотопы углерода ( $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ) и серы ( $^{32}\text{S}/^{34}\text{S}$ ) применяют как маркеры для определения биологического возраста человека и степени загрязнения окружающей среды. Полученные данные используются для дифференциации путей миграции природных и техногенных источников серы, для оценки пищевых цепей морских организмов (по соотношению изотопов азота), для генезиса месторождений нефти и для решения других фундаментальных, народно-хозяйственных и экологических задач (Галимов, 1981).

Заметное развитие получило учение о биолитах. В.И. Вернадский (1922) придавал особое значение биогенезу минералов. Он классифицировал большинство природных соединений на 14 групп, где наряду с неорганическими кристаллами выделил специальные группы “органических соединений” и “солей органических кислот”. Несмотря на то, что в последующем он непосредственно не занимался вопросами минералообразования, но постоянно поддерживал это научное направление. Более широко и глубоко биогенные минералы были изучены учеником и сотрудником В.И. Вернадского Я.В. Самойловым (1921). Я.В. Самойлов разработал концепции биолитов и палеобиогеохимии. Дальнейшее развитие идеи В.И. Вернадского о биогенном минералообразовании получили в трудах академика Б.Б. Польнова и его школы, ряда почвоведов и геохимиков. В настоящее время это научное направление активно развивается. Установлено образование биоминералов не только в осадочных отложениях, но также в листьях растений и тканях млекопитающих. Организмы продуцируют карбонат, фосфат, оксалат, диоксид кремния, оксид/гидроксид железа или серосодержащие минералы, иллюстрирующие замечательный спектр химических реакций и механизмов биоминерализации (Леин, 2008; Юшкин, 2008; Skinner, Ehrlich, 2014). Исследования в области биоминералогии играют ключевую роль в исследовании эволюции минерального мира и развитии палеобиогеохимии. При этом математическое моделирование структур позволяет не только объяснить полученные экспериментальными результатами, но и предсказывать новые направления исследований, что особенно четко показано в работах по современной кристаллохимии (Oganov, 2011).

Роль биогеохимии в естествознании связана, прежде всего, с внедрением системного подхода в

изучении природных процессов. Этот принцип был присущ российским ученым-натуралистам конца 19 и начала 20 века, но его реализация активировалась работами В.И. Вернадского и его последователей. Именно принцип системности (организованности) экосистем различного уровня, широкий охват явлений и глубина их изучения – характерные признаки современного естествознания. Следуя лучшим традициям развития естествознания, В.И. Вернадский, а в последующем В.В. Ковальский и другие ученые пришли к необходимости развития системного метода исследований. В.В. Ковальский впервые ввел понятие биогеохимических пищевых цепей, которые в отличие от трофических, содержат одно из начальных абиотических звеньев миграции элементов – горные породы (Ковальский, 1974). Именно биогеохимические подходы способствуют выработке взвешенных решений при внедрении пищевых добавок и препаратов, содержащих микроэлементы.

При изучении биогеохимических процессов и явлений важно выяснить причинно-соединенную связь между геохимическим фактором и биологической реакцией организмов. Формальный подход наличия коррелятивных связей может привести к неверной оценке роли геохимического фактора в развитии того или иного патологического процесса. Это прежде всего касается биогеохимических провинций и эндемий. Так, при избытке молибдена в среде в горных районах Кабардино-Балкарии не выявлено эндемической “молибденовой подагры” (Ермаков и др., 2018a; Ermakov et al., 2021). В районах Северной Осетии при локальном избытке свинца в почвах и растениях явных признаков свинцового токсикоза у сельскохозяйственных животных не наблюдается, несмотря на снижение активности ацетилхолинэстеразы и дегидратазы  $\delta$ -аминолевулиновой кислоты. В первом случае, по-видимому, действие избытка молибдена блокируется избытком вольфрама (Josbi et al., 2003), а во втором – сульфиды свинца слабо окисляются во внешней среде и плохо усваиваются организмами (Ермаков, 2021). При изучении геохимических причин урсовской Кашина-Бека болезни большинство ученых пытается найти ключевые факторы ее возникновения. Однако при данной патологии геохимические факторы могут быть косвенными, а главными – предшествующие патологии, гормональный дисбаланс и генетические факторы (Ермаков, 2023).

Необходимо обратить внимание на проблему загрязнения среды “тяжелыми” металлами. Под этим термином в основном понимают высокие концентрации в почвенно-растительном комплексе Cu, Zn, Pb и Cd. Однако загрязнение металлами имеет в основном локальный характер, а биогеохимическое опробование больших площа-

дей условно фоновых территорий в ряде случаев не подтверждает глобальный характер загрязнения. Напротив, выявляется недостаток биологически активных микроэлементов (Cu, Zn, Co, Mo) (Сысо, 2016).

К проблеме загрязнения окружающей среды имеет прямое отношение создание карт и схем, отображающих определенное значение различных факторов (геохимических, биологических и др.). Они имеют ограниченное применение во-времени. По-видимому, для реальной оценки событий необходимо иметь гиперсвязанную информационную систему, отражающую в динамике любые изменения в среде обитания и обществе (Sarian et al., 2020).

Несмотря на развитие биогеохимии, существует масса проблем в этой области, требующих решения в ближайшем будущем. Основные из них следующие: недостаточно развита теоретическая база биогеохимии. Нет концепции баланса обмена веществом в резервуарах биосферы, включая систему биосфера – космос; живое вещество биосферы нуждается в учете (инвентаризации); биогеохимические процессы оцениваются в основном статически, слабо развиваются динамические подходы и согласованность процессов и свойств объектов.

Биогеохимия проникает в тайны познания генезиса жизни, но очень далека от ее разгадки. В.И. Вернадский часто упоминал понятия абиогенеза и биогенеза, но соглашался с принципом Франческо Реди (1626–1697): все живое происходит от живого. В последующем рассматривалась концепция коацерватов, предложенная Н.И. Опариным (1968). В современный период при рассмотрении происхождения жизни следует отметить концепцию Э.М. Галимова (1998) о роли АТФ в возникновении начальных форм жизни и Н.Л. Добрецова (2005) – о роли мира РНК на ранних стадиях эволюции. Представляет интерес проблема образования нуклеотидов и их полимеризация в связи с возможностью сборки вирусной РНК из ее фрагментов у насекомых (Ермакова, Тарасевич, 1968) и растений (Никитин и др., 2014), а также существование транспозонов (Хесин, 1985). Остается неясным роль липидов как энергетического материала, а также значение взаимодействия мономеров, олигомеров и полимеров кремниевой кислоты с макрокомпонентами живого вещества.

Одной из важных сторон биогеохимии является выяснение природы биогеохимических эндемий как экстремальных проявлений геохимических факторов среды. Однако причины ряда микроэлементозов, как уже отмечалось выше, недостаточно выяснены.

Актуальны сегодня и другие проблемы биогеохимии, такие как роль взаимодействий макро- и

микроэлементов в организмах; аэрогенная миграция микроэлементов и других веществ с аэрозолями и наночастицами и их влияние на жизнедеятельность организмов; связь биогеохимических факторов с проявлениями инфекционных болезней, включая вирусные пандемии, применение инфокоммуникационных средств для оценки и регулирования биоогенной миграции химических элементов.

Непреходящей задачей современного развития биогеохимии является также формирование техногенной биогеохимии и установление закономерностей миграции и трансформации техногенных потоков химических элементов. И в этом направлении предстоит многое осмыслить и сделать.

Следует также отметить актуальность развития биогеохимии ноосферы как сферы активности разумного человека. "... Ноосфера есть новое геологическое явление на нашей планете. В ней впервые человек становится крупнейшей геологической силой. Он может и должен перестраивать своим трудом и мыслью область своей жизни...". (Вернадский, 1980; с. 218–219). Однако концепция ноосферы находится в стадии разработки и некоторые ее положения противоречивы (Живетин, 2008).

Ноосферу можно рассматривать как идеальное состояние биосферы при оптимальном взаимодействии природы и человека, когда благоразумная деятельность человека становится определяющим фактором эволюции планеты. При этом биосфера не исчезает, она переходит в нообиосферу.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Предвидение В.И. Вернадского о возрастающей роли биогеохимии в современном обществе сбывается. Биогеохимия является системной наукой и проникает в различные области знания, освещая проблемы генезиса жизни, взаимосвязи организмов и их сообществ со средой обитания, планетарную роль живого вещества, включая техногенную деятельность человека и ее последствия. Биогеохимия вносит весомый вклад в приближение к целям устойчивого использования природных ресурсов, к целям предотвращения глобальных изменений.

За столетний период своего развития биогеохимические знания были акцептированы экологией, геохимией и биотехнологией.

На основании данных о глобальных и локальных циклах, функциях биосферы, учения о биолитах заложена основа в биосферную направленность геохимии ландшафтов и почвоведения. Закономерности дифференциации живого вещества и его химического состава отражены в экологических науках, биохимии, физиологии и агрохимии.

Биогеохимия приобретает важное практическое значение. Результаты биогеохимических исследований используются в биотехнологии при разработке технологий извлечения редких элементов, ремедиации почв, получения биопрепаратов и лекарств с определенным содержанием микроэлементов, производстве микроудобрений. Развиваются биогеохимический инжиниринг, новые методы биогеохимической индикации экологического состояния территорий, внедряются IoT, новые ГИС и другие инфокоммуникационные системы, позволяющие отслеживать биогеохимические процессы в динамике.

Непреходящая роль биогеохимии в оценке новых материалов и технологий для здоровья человека и животных, для целостности и организованности биосферы.

Тем не менее, актуальными вопросами остаются преподавание основ биогеохимии для подготовки специалистов различного профиля в высшей школе, восстановление "биогеохимии" как научной специальности. Знание теоретических основ биогеохимии необходимо для предотвращения экологически негативных последствий хозяйственной деятельности людей и нейтрализации уже возникших экологических обострений.

Время развития биогеохимии еще впереди. Прежде всего, это создание теории миграции вещества, развитие динамической биогеохимии, освещение проблем вечности жизни, организованности биосферы и космизма, выяснения оптимального соотношения биосферы и ноосферы, достойного места в ней разумного человека как основного признака ноосферы. "Мыслящий и работающий человек, — писал В.И. Вернадский, — есть мера всему. Он есть огромное планетное явление" (Вернадский, 1980; с. 89).

*Авторы выражают благодарность научному редактору Т.М. Минкиной и рецензентам за ценные замечания при подготовке рукописи.*

*Работа выполнена по Государственному заданию ГЕОХИ РАН.*

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Аксенов Г.П. (2022) В. И. Вернадский о времени существования биосферы. *Университет им. В.И. Вернадского*. № 3(85), 7–22.  
<https://doi.org/10.17277/voprosy.2022.03.pp.007-022>
- Будыко М.И., Ронов А.Б., Яншин А.Л. (1985) *История атмосферы*. Л.: Гидрометеиздат, 208 с.
- Верещака А.Л. (2003) *Биология моря*. М.: Научный Мир, 192 с.
- Вернадский В.И. (1922) *Химический состав живого вещества в связи с химией земной коры*. Петроград: Время, 48 с.
- Вернадский В.И. (1926) *Биосфера*. I–II. Л. НХТИ, 146 с.

- Вернадский В.И. (1928) Эволюция видов и живое вещество. *Природа*. (3), 239-250.
- Вернадский В.И. (1930) Общие соображения по изучению живого вещества. *Труды Биогеохимической лаборатории*. 1, 5-32.
- Вернадский В.И. (1940) Биогеохимические очерки. М.-Л.: изд-во АН СССР, 250 с.
- Вернадский В.И. (1960) Избранные сочинения, 5. М.: изд-во АН СССР, 422 с.
- Вернадский В.И. (1980) Проблемы биогеохимии. *Труды Биогеохимической лаборатории*. 16, 320 с.
- Вернадский В.И. (2013) Записка президенту Академии Наук СССР академику В.Л. Комарову (28 сентября 1944 г.). *Собрание сочинений в 24 томах*. 24. М.: Наука, 347-349.
- Вернадский В.И. (2016) О биогеохимии. *Современные тенденции развития биогеохимии*. М.: ГЕОХИ РАН, 7-13.
- Виноградов А.П. (1938) Биогеохимические провинции и эндемии. *ДАН СССР*. 18(4-5), 283-286.
- Виноградов А.П. (1963) Биогеохимические провинции и их роль в органической эволюции. *Геохимия*. 3, 199-213.
- Виноградов А.П. (2001) Химический элементарный состав организмов моря / Отв. ред. Э.М. Галимов; [сост. Л.Д. Виноградова]. М.: Наука, 620 с.
- Галимов Э.М. (1981) Природа биологического фракционирования изотопов. М.: Наука, 247 с.
- Галимов Э.М. (отв. Ред.) (2008) Проблемы зарождения и эволюции биосферы. М.: Книжный дом "ЛИБРОКОМ", 552 с.
- Градова Н.Б., Ермаков В.В., Гусева Т.В., Ковальский Ю.В., Панфилов В.И. (2020) Прикладные аспекты геохимической экологии микроорганизмов в решении задач экиобиотехнологии. *Биотехнология*. 36(6), 107-114.
- Данилова В.Н., Хушвахтова С.Д., Ермаков В.В. (2008) Возможные пути распределения ртути в биосфере// *Проблемы биогеохимии и геохимической экологии*. 3(7), 135-139.
- Демина Л.Л., Галкин С.В. (2013) Биогеохимия микроэлементов в глубоководных гидротермальных экосистемах. М.: ГЕОС, 256 с.
- Добрецов Н.Л. (2005) О ранних стадиях зарождения и эволюции жизни. *Вестник ВОГиС*. 9(1), 43-54.
- Добровольский Г.В. (2007) К 80-летию выхода в свет книги В.И. Вернадского "Биосфера". Развитие некоторых важных разделов учения о биосфере. *Экологическая химия*. 16(3), 135-143.
- Докучаев В.В. (1994) Дороже золота русский чернозем. М.: Изд-во МГУ, 5-44.
- Ермаков В.В. (1999) Геохимическая экология как следствие системного изучения биосферы. *Труды Биогеохимической лаборатории*. 23. М.: Наука, 152-182.
- Ермаков В.В. (2016) 90 лет биогеохимии в России. *Современные тенденции развития биогеохимии*. М.: ГЕОХИ РАН, 34-58.
- Ермаков В.В. (2021) Нерешенные проблемы геохимической экологии. *Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: материалы VI Международной конференции*. 2. Томск: Изд-во Томского политехнического университета, 41-46.
- Ермаков В.В. (2023) Биогеохимические эндемии с неясной этиологией: урвская (Кашина-Бека) болезнь. *Экологическая генетика и здоровье населения: достижения и перспективы: мат-лы Межд. науч.-практ. конф.* Алматы, С. 28-31. ISBN 978-601-04-6203-8
- Ермаков В.В., Ковальский Ю.В. (2018) Живое вещество биосферы: масса и химический элементный состав. *Геохимия*. (10), 931-944.
- Ermakov V.V., Kovalsky Yu.V. (2018) Living Matter of the Biosphere: Mass and Chemical Elemental Composition. *Geochem. Int.* 56(10), 969-981.
- Ермаков В.В., Пыцкий И.С., Данилова В.Н., Дегтярев А.П., Кречетова Е.В. (2018) Биогеохимические аномалии рения и методы их выявления. *Физико-химические и петрофизические исследования в науках о Земле. XIX Международная конференция*. М.: ИГЕМ РАН, 116-119.
- Ермаков В.В., Тютиков С.Ф. (2008) Геохимическая экология животных. М.: Наука, 312 с.
- Ермаков В.В., Тютиков С.Ф., Сафонов В.А. (2018а) Биогеохимическая индикация микроэлементозов. М.: издание РАН, 386 с.
- Ермаков В.В., Тютиков С.Ф., Дегтярев А.П., Данилова В.Н., Гуляева У.А., Догадкин Д.Н. (2020) Формирование биогеохимических аномалий в бассейне р. Баксан. *Геохимия*. 65(10), 955-968.
- Ermakov V.V., Tyutikov S.F., Safonov V.A., Danilova V.N., Gulyaeva U.A., Dogadkin D.N. (2020) Formation of Biogeochemical Anomalies in the Baksan River Basin. *Geochem. Int.* 58(10), 1097-1109.
- Ермакова Г.И., Тарасевич Л.М. (1968) Применения метода флюоресцирующих антител для обнаружения полиэдренного агента в яйцах (грене) тутового шелкопряда. *Вопросы вирусологии*. (1), 89-93.
- Живетин В.Б. (2008) Биосферный риск. Ижевск: ИИЦ "Бон Анца", 720 с.
- Заварзин Г.А. (2003) Лекции по природоведческой микробиологии. М.: Наука, 348 с.
- Зырин Н.Г., Обухов А.И. (1977) Спектральный анализ почв, растений и других биологических объектов. М.: Издательство МГУ, 334 с.
- Касимов Н.С. (2013) Экогеохимия ландшафтов. М.: ИП Филимонов М.В., 208 с.
- Керженцев А.С. (2006) Функциональная экология. М.: Наука, 259 с.
- Ковальский В.В. (1974) Геохимическая экология. М.: Наука, 300 с.
- Ковальский В.В. (1982) Геохимическая среда и жизнь. М.: Наука, 78 с.
- Ковальский В.В. (1991) Геохимическая среда, микроэлементы, реакции организмов. *Тр. Биогеохим. лаб.* 22. М.: Наука, 5-23.
- Ковда В.А. (1985) Биогеохимия почвенного покрова. М.: Наука, 265 с.
- Коробова Е.М. (2020) Эколого-геохимические проблемы современной ноосферы. М.: издание РАН, 122 с.
- Леин А.Ю. (2004) Аутигенное карбонатообразование в океане. *Литология и полезные ископаемые*. (1), 3-35.
- Линник В.Г. (2018) Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов. М.: издание РАН, 372 с.

- Никитин Н.А., Трифонова Е.А., Петрова Е.К. и др. (2014) Изучение первых стадий сборки вириона у X-вируса картофеля. *Сельхоз. Биол.* (5), 28-34.
- Опарин А.И. (1968) Жизнь, её природа, происхождение и развитие. М.: Наука, 173 с.
- Остроумов С.А., Колесов Г.П. (2010) Редкие и рассеянные элементы в биогенном детрите: новая сторона роли организмов в биогенной миграции элементов. *Известия Самарского НЦ РАН.* **12**(1), 153-155.
- Перельман А.И. (1980) *Геохимия*. М.: Высшая школа, 245 с.
- Романкевич Е.А., Ветров А.А. (2021) Углерод в мировом океане. М.: ГЕОС, 352 с.
- Саев Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др. (1990) Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 335 с.
- Самойлов Я.В. (1921) Биолиты как орудие постижения жизни прежних геологических эпох. *Природа.* (1/3), 26-43.
- Сысо А.И. (2016) Актуальные вопросы гигиенической и биогеохимической оценки качества почв и растительной продукции. *Биогеохимия химических элементов и соединений в природных средах* / под ред. В.А. Боева, А.И. Сысо, В.Ю. Хорошавина. Тюмень: изд-во Тюменского гос. ун-та, 132-142.
- Тютиков С.Ф., Ермаков В.В. (2015) Диагностика хронических микроэлементозов сельскохозяйственных парнокопытных по химическому составу волос. *Вестник с.-х. науки.* (5), 61-83.
- Федонкин М.А. (2008) Роль водорода и металлов в становлении и эволюции метаболических систем. *Проблемы зарождения и эволюции биосферы*. М.: Книжный дом "ЛИБРОКОМ", 417-438.
- Хесин Р.Б. (1985) Непостоянство генома. М.: Наука, 472 с.
- Шипунов Ф.Я. (1980) Организованность биосферы. М.: Наука, 291 с.
- Юшкин Н.П. (2008) Эволюция минерального мира, зарождение биосферы и биоминеральная коэволюция. *Минералы и минералообразование*. Сыктывкар, 455-460.
- Янин Е.П. (2022) Основные положения учения академика В.И. Вернадского о живом веществе. *Из архивного наследия академика В.И. Вернадского. История и судьба сборника "Живое вещество"*. М.: НП "АРСО", 6-62. DOI
- Anke M. (2004) Essential and toxic effects of macro, trace, and ultratrace elements in the nutrition of animals. *Elements and their Compounds in the Environment.* **1**. Eds. By E. Merian, M. Anke, M. Ihnat, M. Stoepler. Weinheim: WILEY-VCH Verlag GmbH and Co. KGaA, 305-341.
- Bashkin V.N., Howarth R. (2014) *Modern Biogeochemistry*. Springer Netherlands, 561 p.
- Degens E.T. (2012) *Perspectives on Biogeochemistry* Berlin: Springer Science & Business Media, 427 p.
- Ermakov V., Safonov V., Dogadkin D. (2021) Characteristic features of molybdenum, copper, tungsten and rhenium accumulation in the environment. *Innov. Infrastruct. Solut.* **6**, 104. <https://doi.org/10.1007/s41062-021-00481-5>
- Hutchinson G.E. (1978) *An introduction to population ecology*. New Haven and London: Yale University Press, 256 p.
- Josbi H.K., Cooney J.J., Incore F.E., Gruhn N.E., Lichtenberger D.L., Enemark J.H. (2003) Investigation of metal-dithiolate fold angle effects: implications for molybdenum and tungsten enzymes. *PNAS USA.* **100**(7), 3719-3724.
- Kabata-Pendias A., Pendias H. (1999) *Biogeochemia Pierwiastków Śladowych*. Wydawnictwo Naukowe PWN, Warszawa, 400 ps. (in Polish).
- Kovalskiy V.V. (1977) *Geochemische Ökologie*. Biogeochemie. Berlin, VEB Deutscher Landwirtschaftsv, 352 s.
- Moiseenko T.I., Morgunov B.A., Gashkina N.A., Megorskiy V.V., Pesiakova A.A. (2018) Ecosystem and human health assessment in relation to aquatic environment pollution by heavy metals: case study of the Murmansk region, northwest of the Kola Peninsula, Russia *Environ. Research Let.* (13), 065005.
- Oganov A.R. (Ed.) (2011) *Modern Methods of Crystal Structure Prediction*. WILEY-VCH, 274 p. ISBN:3527409394.
- Pan Yi Wen. (1986) Effects of molybdenum and tungsten supplementations on molybdenum- and copper- enzymes of female rats. A thesis in food and nutrition. Submitted to the Graduate Faculty. Texas Tech. University. Lubbock: TSU, 46 p.
- Sarian V.K., Mkrtchyan A.R., Ermakov V.V., Nazarenko A.P., Lyubushin A.A., Mescheryakov R.V. (2020) Hybrid Monitoring Systems for Global Processes. The Results of the Experiment at the First Point of the Hybrid System. *Armen. J. Phys.* **14**(3), 243-254.
- Skinner H.C.W., Ehrlich H. (2014) *Biomineralization. Treatise on Geochemistry*. Elsevier Ltd., 106-141. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-095975-7.00804-4>
- Treatise on Geochemistry (2004). *Biogeochemistry.* **8**. Ed. by W.H. Schlesinger. Amsterdam et al.: Elsevier Pergamon, 800 p.
- Vereshchaka A.L., Lunina A.A., Mikaelyan A.S., (2021) Surface chlorophyll concentration as a mesoplankton biomass assessment tool in the Southern Ocean region. *Global Ecology and Biogeography.* **31**(2). <https://doi.org/10.1111/geb.13435>

## РАЗВИТИЕ ИДЕЙ В.И. ВЕРНАДСКОГО О ПРИРОДНЫХ ВОДАХ: БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ И КАЧЕСТВО ВОД

© 2023 г. Т. И. Моисеенко\*

*Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН, ул. Косыгина, 19, Москва, 119991 Россия*

*\*e-mail: moiseenko.ti@gmail.com*

Поступила в редакцию 02.03.2023 г.

После доработки 17.04.2023 г.

Принята к публикации 20.04.2023 г.

В статье рассматривается влияние возрастающих антропогенных нагрузок на воды суши. Дается анализ работ В.И. Вернадского о природных водах и подчеркнута их значимость в оценке современных биогеохимических процессов. Показаны масштабы поступления химических элементов и веществ в современную биосферу в результате эмиссии парниковых газов, рассеивания азота и фосфора, кислотообразующих газов, а также металлов. Отмечены ключевые изменения, охватывающие регионы и биосферу в целом. Приведены примеры последствий развития антропогенно-индуцированных процессов в водах суши на примере одного из удаленных регионов арктической зоны — Кольского Севера России: влияние потепления климата, закисления, эвтрофирования и обогащения вод металлами. В рамках концепции В.И. Вернадского о роли вод суши в жизнеобеспечении населения Планеты отражены подходы к оценке качества вод с позиций экологической парадигмы.

**Ключевые слова:** В.И. Вернадский, природные воды, биосфера, гидросфера, потепление климата, закисление, эвтрофирование, металлы, качество вод

**DOI:** 10.31857/S0016752523100084, **EDN:** VUZPIJ

### ВВЕДЕНИЕ

Воды суши являются компонентом природы и интенсивно используются человеком. В ряде случаев антропогенная деятельность оказывает отрицательное влияние на водные экосистемы. В.И. Вернадский (2003, с. 20) отмечал, что “природная вода охватывает и создает всю жизнь человека, т. к. едва ли есть какое-нибудь другое природное тело, которое бы до такой степени определило его общественный уклад, быт, существование”. Преобразование водосборов, воздушные выпадения, промышленные и хозяйственно-бытовые прямые сбросы, диффузные потоки приводят к загрязнению водных систем и изменению биогеохимических циклов элементов в системе водосбор — водоем, закислению, эвтрофированию озер и рек, появлению в воде токсичных химических элементов и веществ, что в итоге снижает качество вод, биоразнообразие, оказывает негативное влияние на здоровье человека. Изъятие стока и потепление климата также находят отражение в изменениях гидрологических и биогеохимических циклов элементов и веществ. Очевидно, что современные биосферные процессы, которые происходят под влиянием человеческой деятельности находят отражение в состоянии вод суши, как конечных приемниках всех выбросов и стоков в

биосфере. Огромная роль учения В.И. Вернадского о биосфере в полной мере начала осознаваться в середине прошлого века, когда были оценены негативные последствия нашего вмешательства в природные процессы. Он отмечал, что человеческая деятельность резким и радикальным образом изменяет течение естественных процессов и преобразует то, что мы называем законами природы (Вернадский, 1991).

Современные биогеохимические процессы определяют качество вод. В процессе формирования вод ежеминутно протекает множество сложных биогеохимических процессов как на водосборе, так и в водоеме, вследствие которых формируются определенные свойства вод, характерные для того или иного водного объекта или региона в целом. Количество исследований антропогенных изменений биогеохимических процессов в системах Земли, включая воды суши, огромно (Ермаков, 2017, 2018; Clair et al., 2011; Bjerregaard, Andersen, 2014; Strock et al., 2017; Corman et al., 2018 и др.).

Практически каждый регион и виды производства сталкиваются с количественным и качественным истощением водных ресурсов. Наряду с множеством локальных изменений, в современных условиях происходит трансформация геохимии природных вод на континентах и в планетар-

ном масштабе. Масштабы возрастающего глобального рассеивания элементов в окружающей среде отражены в работах (Rockström et al., 2009; Моисеенко, 2017; Zang et al., 2020). Учитывая высокую значимость пресных вод в жизнеобеспечении населения планеты и сохранения ее видового разнообразия, очевидна высокая актуальность исследований водных ресурсов под воздействием возрастающих антропогенных нагрузок.

### В.И. ВЕРНАДСКИЙ О ПРИРОДНЫХ ВОДАХ: “ВОДА И ЖИЗНЬ”

“Нет земного вещества, минерала, горной породы, живого тела, которое бы не включало воду. Нет природного тела, которое могло бы сравниться с водой по влиянию на ход основных, самых грандиозных геологических процессов” (Вернадский, 2003, с. 20). Теоретические воззрения В.И. Вернадского на водные системы исходят из рассмотрения воды как минерала. Он впервые разрабатывает классификацию природных вод, фундамент которой составляют минерализация природных вод, их физико-географическая приуроченность и геологические особенности водосборов. “Химия природных вод и есть минералогия” (Вернадский, 2003, с. 222). В основу положен принцип разделения вод на подгруппы, классы, царства, подцарства, семейства и виды минералов. Списки классификации, как он писал, охватывают лишь 20–30% существующих и встреченных нами тел. Его книга “История природных вод”, по собственному признанию В.И. Вернадского (2003, с. 15), “...является не только первой минералогией земных вод, но и охватывает ее в таком аспекте, в каком многочисленные исследователи вод к ней не подходили”. Он предсказывал, что изучение природных вод войдет в задачи минералогии. Однако этого не произошло до наших дней, уже в середине прошлого века наука о водах суши стала объектом исследований, преимущественно, географических наук. Подземные воды в части взаимодействия “вода-порода” оставались в спектре внимания геохимиков и в России сформировалась известная школа гидрогеохимиков.

Так, О.А. Алекиным (1970) разрабатывается упрощенная классификация поверхностных вод суши, в основу которой положен химический состав вод: солевой состав и состав анионов. Большой вклад в гидрохимию вносят работы А.М. Никанорова (2015). Исследования развиваются не только в оценке количественных показателей. Ученых также привлекают оценки качества вод. Они становятся объектом экологических и медицинских наук, разрабатываются различные биоиндикаторы качества вод (Абакумов и др., 1992). Однако интеграции гидрохимических и гидробиологических знаний в биогеохимию не проис-

ходит в силу разобщенности исследований в науках о Земле и Жизни.

Значение разработанных В.В. Вернадским понятий “вода и жизнь” огромно, особенно в современную эпоху глобальных экологических катастроф, поисков путей сохранения биосферы Земли и человеческой цивилизации в целом. Вся биосфера меняется деятельностью цивилизованного человечества, тот “вихрь элементов”, который характеризует живое вещество, вызываемая жизнью, – биогенная миграция атомов, в подавляющей части состоит из миграции атомов воды. Живые организмы не только способствуют миграции атомов воды, но и они вызывают синтез воды и ее разложение” (Вернадский, 2003, с. 80). “Биогенные миграции элементов, меняющая природные воды – одно из основных проявлений организованности биосферы” (В.И. Вернадский, 2003, с. 89). По образному выражению В.И. Вернадского, вода определяет и создает всю биосферу, является связующим, неотъемлемым звеном между живым и неживым. Из этого определения вытекает значимость исследований качества вод. Он отмечал, что человек с каждым десятилетием усиливает проявление своей активности, ибо он начинает углублять использование вод.

Идеи В.И. Вернадского о роли воды в истории и развитии планеты Земля, о тесной связи живого вещества и важной роли воды в появлении и развитии жизни на Земле, об основополагающей роли воды в геологических и гидрохимических процессах на Земле должны играть ведущую роль в решении глобальных планетарных экологических проблем.

Развитие концепции В.И. Вернадского по изучению вод требуют в первую очередь высокоточных измерений их химического состава, как особых жидких минеральных образований. Основное свойство природных вод – это скорость протекания биогеохимических реакций в водных системах, в которых одномоментно протекает множество взаимодействий, т.е. воды суши представляют собой достаточно динамичную систему в отличие от минералов. Вода нужного объема и необходимого качества является необходимым условием сохранения здоровья населения, биоразнообразия, эстетического и рекреационного потенциала природы, производства пищевой и технической продукции, т.е. играет важную роль в жизнеобеспечении растущего по численности населения Земли.

### БИОСФЕРНЫЕ ПРОЦЕССЫ И ИХ ВЛИЯНИЕ НА ВОДЫ СУШИ АРКТИЧЕСКИХ РЕГИОНОВ

Глобальное использование пресных вод человеком на Планете оценивается в 2.600 км<sup>3</sup> в год, в

доиндустриальную эпоху эти значения составляли  $415 \text{ км}^3$  в год (Rockström et al., 2009). Согласно оценкам (Zhang et al., 2020), допустимый порог изъятия воды в планетарном масштабе составляет  $4.000 \text{ км}^3$  в год и пока не превышен. Воды суши в пределах Планеты, включая Россию, распределены неравномерно. Наибольший дефицит водных ресурсов не только в количестве, но и в водном качестве испытывают засушливые южные регионы Планеты с высокой плотностью населения. От дефицита питьевой воды страдает более 40% мирового населения. Согласно статистике, практически пятая часть населения мира живёт в районах, в которых наблюдается острая нехватка питьевой воды (Данилов-Данильян, Рейф, 2016). Согласно исследованиям (UN World Water, 2021), примерно к 2030 г. 47% населения планеты будут существовать под угрозой водного дефицита. Все более остро встает вопрос о неудовлетворительном качестве вод, что делает ее употребление во многих странах опасным для здоровья человека. Следует отметить, что Россия обеспечена водными ресурсами, средний многолетний суммарный речной сток –  $4258.6 \text{ км}^3$  в год, что составляет около 10% речных вод всего Земного шара (при занимаемой площади 11.5% и населения 2.6%). Суммарный объем вековых запасов пресной воды в озерах России составляет 26 500 тыс.  $\text{км}^3$ . (в том числе в озерах: Байкале – 23 000 тыс.  $\text{км}^3$ , Ладожском –  $903 \text{ км}^3$ , Онежском –  $295 \text{ км}^3$ ) (Эдельштейн, 2023). Вода становится важным ресурсом для жизнедеятельности человека. “Мы не можем оставить без внимания надвигающуюся, меняющую историю и состав природных вод силу” (Вернадский, 2003, с. 88).

Большая группа ученых (Rockstrom et al., 20093) проанализировали исторические эпохи кризисных состояний, предприняли попытку определить допустимые (граничные) нагрузки по ключевым антропогенным нагрузкам, т.е. определить способности экосистем и биосферы в целом усваивать антропогенные потоки химических элементов и веществ без ущерба для обитателей Планеты. По мнению ученых, в настоящее время превышен порог допустимости повышения  $\text{CO}_2$ , по потокам фосфора и другим факторам. Однако сложно сказать, насколько приемлемо определение пределов глобальных ограничений по отношению к конкретным водным экосистемам. Многие водные объекты нашей Планеты испытывают сильное загрязнение различными видами стоков, однако существуют огромные пространства, не затронутые деятельностью человека. Сложно охватить все прямые и опосредованные последствия антропогенных воздействий на водные ресурсы. Блок схема основных антропогенных воздействий на воды суши, по нашему обобщению, представлена на рис. 1. В работе сфокусировано

внимание на проблемах, которые появились вследствие потепления климата и эвтрофирования вод, их засоления, выпадения кислот и закисления вод, рассеивания металлов.

Северо-восточная часть Скандинавского щита (Кольский Север) испытывает антропогенную нагрузку более 80 лет. Воды суши этого региона чувствительны ко всем антропогенным нагрузкам в силу низкого уровня масс и энергообмена в холодных широтах. На примере этого региона рассмотрено развитие антропогенно-индуцированных процессов в водах суши, поскольку здесь имеются результаты многолетних исследований (Moiseenko et al., 2015; Moiseenko, Sharov, 2019; Moiseenko et al., 2018, 2019, 2022). В природных условиях воды региона характеризуются низкой минерализацией и малым содержанием биогенных элементов. Озера арктического бассейна в природном состоянии – ультрапресные и олиготрофные. Отметим, что показатели химического состава вод этого региона, как и антропогенные нагрузки, характерны для многочисленных озер арктической зоны.

#### *Потепление климата и связанные с ним процессы в водных системах*

Наибольшее внимание ученых в последние годы сосредоточено на изучении влияния потепления климата, как глобального процесса. С 1980 г. средняя температура воздуха Планеты увеличилась на 0.5 градуса по Цельсию, и Земля продолжает нагреваться примерно на 0.16 градуса за десятилетие с вариабельностью на разных участках Планеты. Доказанными эффектами потепления биосферы являются: неустойчивость погоды, изменение осадков и нарушение гидрологических циклов – увеличение засушливых периодов и опустынивание в теплом климате, увеличение осадков и обводнение в гумидных зонах. Основной причиной потепления климата является возросшая эмиссия парниковых газов, в особенности  $\text{CO}_2$ . Сегодня в атмосфере содержится на 42% больше  $\text{CO}_2$ , чем в начале индустриальной эры (AR, 2014). Последний отчет МГЭИК показывает, что выбросы парниковых газов продолжают нарастать (AR, 2022).

Глобальное потепление увеличивает интенсивность биогеохимического круговорота элементов в гидросфере, создавая обратные связи и изменяя окружающую среду, ландшафты, экосистемы и человеческое общество. Повышение температуры воздуха, особенно летом и ранней осенью, означает, что атмосфера может удерживать больше воды (Water Security, 2022). Изменение климата приводит к переносу большего количества влаги из более низких широт к полюсу. Это способствует увеличению количества осадков в

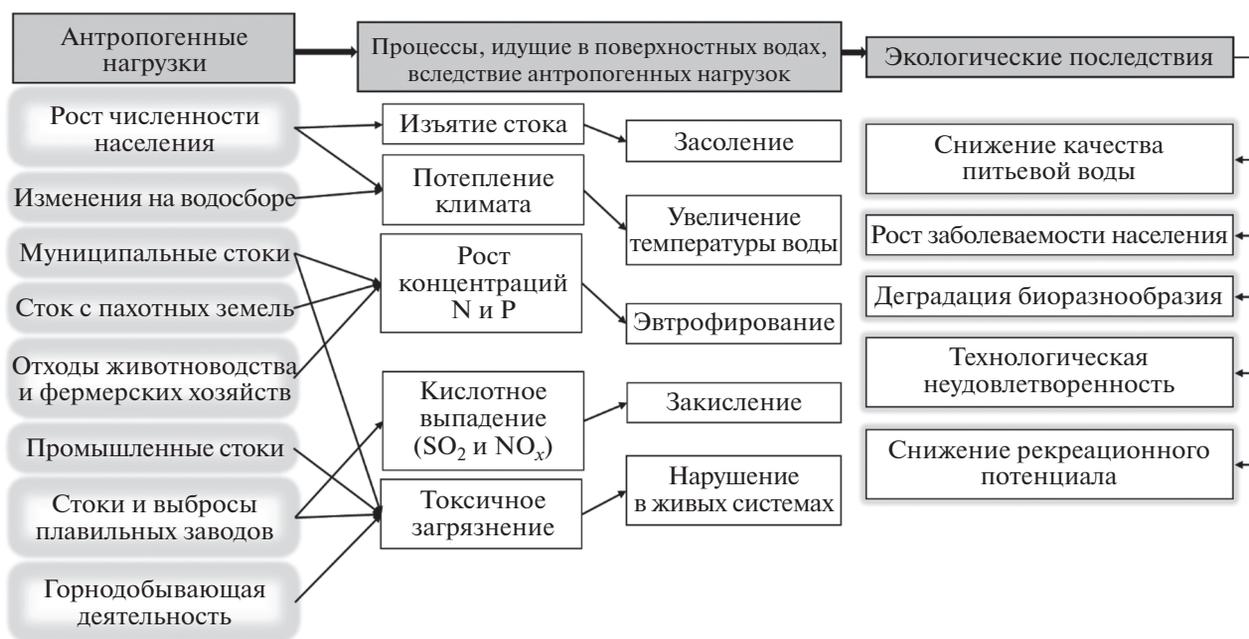


Рис. 1. Основные антропогенные нагрузки на воды суши, приводящие к развитию неблагоприятных процессов.

Арктике, выпадающих либо в виде дождя, либо в виде снегопадов. Во многих частях региона увеличилась доля осадков, выпадающих в виде дождя, а не снега, период снежного покрова стал короче (AMAP, IASC, 2016).

Влияние потепления климата проявляется в изменениях поверхностного стока вод. Увеличение количества осадков, речного стока и поступление вод тающих ледников и ледовых щитов приводит к тому, что растущие объемы пресной воды направляются в Северный Ледовитый океан: речной сток увеличился до 4200 км<sup>3</sup> ( $\pm 420$  км<sup>3</sup>) в 2000–2010 гг. с 3900 км<sup>3</sup> ( $\pm 390$  км<sup>3</sup>) в 1980–2000 гг. Прогнозируется, что эти изменения продолжатся: моделирование предполагает, что речной сток к 2071–2100 гг., может увеличиться на 25–50% на большей части арктического региона (AMAP, IASC, 2016). На примере крупных рек Сибири – Оби (замыкающий створ Салехард), Енисея (Игарка) и Лены (Кюсюр) показано, что повышение стока этих рек сопряжено во времени с началом современного повышения температуры воздуха. Показано, что долговременные фазы изменений стока синхронны с соответствующими фазами изменений температуры воздуха и макромасштабной атмосферной циркуляцией (Георгиади и др., 2019).

Наиболее опасным феноменом является влияние потепления на многолетнемерзлые породы (ММП), которые широко распространены в континентальной части Западной Сибири. Их площадь составляет около 700 тыс. км<sup>2</sup>, что более пятой части региона. Растепление мерзлых торфя-

ников севера Западной Сибири может привести к росту выделения метана и других парниковых газов в атмосферу, увеличению объемов воды рек и озёр и количества озер, расширению их площадей (Xiang, 2013; Grosse et al., 2016; Malkova et al., 2022).

Зимний снежный покров является основным источником годового стока в северных регионах и определяет динамику экспорта питательных веществ и растворенного органического углерода (DOC). Трансформация гидрологических циклов неизбежно приведет к изменению концентрации и выноса химических элементов в водах, включая органические и биогенные элементы, а также к изменению минерализация и/или выноса DOC в ручьи. При потеплении климата с учетом прогнозов изменятся сроки и интенсивность снеготаяния, что повлияет на сток вод в озера и в окраинные моря. Может увеличиться частота осенних штормов и паводков (Meingast et al., 2020). Точно неизвестно, как эти факторы могут соответствовать изменениям выноса растворенных веществ с водосборов. Однако очевидно, что изменятся биогеохимические циклы в системе: водосбор – водоем. В литературе появляется все больше свидетельств, указывающих на влияние климатического фактора, приводящее к изменчивости химического состава вод (de Wit et al., 2021). Нарастание органического вещества может быть связано с возросшим поступлением биогенных элементов с водосбора – DOC, нитратов и фосфатов, как следствие потепления климата (Moiseenko et al., 2022).

Таким образом, характер влияния температуры на водные ресурсы, прежде всего, определяет-

ся через изменение гидрологических условий формирования вод и биогеохимических циклов, т.е. количеством осадков, наличием снежного покрова, состоянием подстилающих пород на водосборе почв, степенью насыщения или истощения вод обменными основаниями и накоплением в историческом интервале на водосборе, а также микробиологической активностью, ускорением роста растительности и, возможно, стоков биогенных элементов.

В работе (Moiseenko et al., 2013) было промоделировано влияние повышения температуры на химический состав вод различных природно-климатических зон (от арктических до степных), которое показало, что наибольшее влияние повышение температуры окажет на эвтрофирование вод. Были рассчитаны трехпараметрические зависимости показателей химического состава вод от климатических характеристик, твердости подстилающих пород на водосборе и плотности населения. Построенные прогностические модели позволили предсказать возможные изменения минерализации и содержания фосфора в водах суши в различных природно-климатических зонах России при потеплении на 0,5, 1,0, 1,5 и 2°C. Согласно рассчитанным зависимостям, по прогнозу при повышении температуры на 0,5 и 1°C интенсивность процессов химического выветривания не приведет к значимому росту минерализации в северных регионах. Однако ощутимый рост суммы ионов (на около 25%) будет в средних и южных регионах Европейской части России при росте температур на 2°C. Значительный рост содержания общего фосфора (увеличение на 50%) в воде озер будет наблюдаться практически повсеместно (за исключением зон тундры и лесотундры) уже при повышении среднесуточных температур на 0,5°C. Таким образом, с потеплением климата изменятся не только гидрологические условия формирования вод, но и условия формирования химического состава вод в направлении увеличения минерализации и изменения солевого состава, а также повышения концентраций биогенных элементов, что особенно ярко проявится в южных регионах и затронет также и приарктические регионы.

Следствием потепления климата в южных регионах является усиление засоления озер под влиянием потепления климата, которое проявляется в засушливых и полусушливых районах за счет усиления испарительной концентрации. Это явление установлено для ряда озер аридных зон Северной Америки, Казахстана, юга России, Ирана (озеро Урмия) и других водоемов (Tussupova et al., 2020; Rudneva et al., 2022). Крымские озера России на западном побережье полуострова расположены в аридной климатической зоне, представляют собой типичные гиперсоленые водоемы и летом пересыхают при высоких температурах

воздуха и воды. Динамика изменения их экологического состояния в течение сезона года может отражать процесс трансформации экосистем в период экстремально жарких условий в летний период с последующим восстановлением нормального функционирования в осенне-зимний период (Руднева и др., 2020). Из анализа научных работ можно заключить, что последствия потепления климата наиболее драматичны будут в водах суши южных регионов.

### *Эвтрофирование вод*

Повышение продуктивности водных систем является следствием наложения двух факторов — потепления и обогащения вод биогенными элементами — фосфором и азотом. Основной причиной стремительного развития эвтрофирования пресных вод является увеличение антропогенных нагрузок азота и фосфора в окружающую среду, которое многократно возросло в последние годы в глобальном масштабе. Общий сток реактивного фосфора в океаны, по оценкам ученых, увеличился в 9–10 раз по сравнению с доиндустриальным периодом (Zhang et al., 2020). На полях или в виде минеральных удобрений используют более 20 млн т фосфора, из них 10,5 млн т усваивается растениями, остальные объемы внесенного на поля фосфора, смываются в реки и океан (8,5–9,5 млн т фосфора), рассеивается с пылевыми частицами, что приводит к обогащению гидросферы Земли этим химическим элементом, повышению продуктивности наземных и водных экосистем. По данным ряда моделей, глобальные нагрузки фосфора на водные ресурсы колеблются от 0,16 до 5 TgP год<sup>-1</sup> (Bouwman et al., 2017). Антропогенная деятельность приводит к модификации потоков в биосферу цикла другого важного элемента питания — азота, который конвертируется в реактивный азот вследствие 4 процессов: индустриальная фиксация (80 мегатонн N в год); сельскохозяйственная фиксация путем культивирования бобовых (40 мегатонн N в год); сжигание отводящих газов (20 мегатонн N в год) и горение биомассы вследствие пожаров (10 мегатонн N в год) (Gruber, Gallovey, 2008).

Основное назначение производства и использования фосфора и азота — это повышение продуктивности сельхозугодий, поэтому человечество пока не может отказаться от их использования. В настоящее время не представляется возможным ограничить внесение удобрений в почву, поскольку повышение продуктивности полей необходимо для обеспечения продовольствием все возрастающего населения Планеты. Эвтрофирование вод представляет собой угрозу для воды, используемой в качестве питьевого водоснабжения, рыбоводства, рекреации, промышленности, поскольку оно вызывает усиленный рост цианобактерий,

выделяющих в воду токсины, и водных макрофитов. Следствием является низкое содержание кислорода в воде, гибель и разложение водной флоры и фауны. Состояние тысяч озер, устьев водохранилищ и водно-болотных угодий по всему миру вблизи крупных населенных пунктов ухудшается из-за повышения уровня азота и фосфора (Abid, Gill, 2014).

Эвтрофирование вод Арктического бассейна практически не освещено в современной научной литературе. В отчете АМАР (2016) эта проблема не обозначена. Северные территории нашей Планеты располагают огромным фондом малых олиготрофных озер, не подверженных каким-либо прямым воздействиям человеческой деятельности. Если исходить из классификации озер по содержаниям фосфора на Кольском Севере, то за последние 30 лет количества озер с низкими концентрациями фосфора уменьшилось. Однако увеличилось число озер, которые по концентрации фосфора более соответствуют мезотрофным и эвтрофным. В работе Stoddard et al. (2016) отмечают, что в Америке практически не осталось олиготрофных озер даже в тех случаях, когда озера не затронуты человеческой деятельностью. Для арктических водоемов роль питательных веществ в эвтрофировании вод существенно выше за счет увеличения уязвимости водных сообществ, связанной с продолжительным периодом существования ледового покрова. Поэтому, несмотря на относительно низкие температуры и скорости расхода  $O_2$ , к окончанию зимнего периода развивается явление аноксии у дна водоемов. В местах эвтрофирования озер арктического бассейна возрастает доля зеленых, криптофитовых и синезеленых в общей биомассе фитопланктона (Moiseenko, Sharov, 2019).

#### *Кислотообразующие вещества и особенности закисления вод*

Человеческая деятельность в прошлом веке, главным образом от сгорания мазута, каменного угля и в процессе выплавки металлических руд, привела к огромному количеству выбросов в атмосферу кислотообразующих газов ( $SO_2$ ,  $NO_x$ ,  $NH_3$ ), способных конвертироваться как в атмосфере, так и в экосистемах в кислоты, приводя к антропогенному закислению вод. Уровень эмиссии антропогенной серы в Европе и Северной Америке быстро нарастал в начале прошлого века и к его середине достиг максимальных значений (Graedel et al., 1995). Закисление вод проявилось в кислото-уязвимых регионах, водосборы которых преимущественно сложены гранитными и песчаными формациями. Во многих странах это усилилось к 60-м годам прошлого столетия и продолжало интенсифицироваться до 70–90-х годов. Было выявлено большое количество малых озер с

низким значением рН в Скандинавских странах и Восточной Америке, которые стали безжизненные.

Принятие ряда международных решений в 1980-е годы по сокращению выбросов кислотообразующих газов, включая Россию, привело к снижению нагрузки кислот на водосборы в центральной Европе и Северной Америке (Kvaeven et al., 2001). Поверхностные воды во многих регионах стали частично восстанавливаться от закисления в ответ на уменьшение эмиссии  $SO_2$  и  $NO_3$ . В последние 50 лет, несмотря на существенное снижение выбросов  $SO_2$  в Северной Америке и Европе, а также в Китае, выпадения кислот на водосборы пока превышают уровень доиндустриального периода. В 2025 г. оценивается до 6.6 млн т-экв, по прогнозам в дальнейшем будут нарастать к 2050 г. до 8.2, и к 2100 г. — до 9.1 млн т-экв относительно природных значений, оцениваемых в 1.4 млн т-экв. (Graedel et al., 1995).

Кислотные осадки изменяют транспортные потоки химических элементов в оболочках Земли, ускоряют химическое выветривание основных катионов и металлов, изменяют биогеохимические циклы элементов в литосфере и пресноводной гидросфере, приводят к гибели видов, чувствительных к низким рН. Интенсивность закисления вод определяется двумя основными факторами: уровнем аэротехногенной нагрузки кислотообразующих веществ на водосборы с учетом продолжительности действия и природной чувствительностью территории по геологическим, ландшафтно-географическим и климатическим условиям. Если структура водосбора и слагающие ее почвы кислые, то закисление вод будет развиваться достаточно стремительно, поскольку ионы  $H^+$  и  $Al^+$  будут сопровождать подвижные анионы  $SO_4^{2-}$  и  $NO_3^-$  в формируемых с водосбора потоках вод. При более высокой буферной емкости развитие закисления зависит от объемов накопления кислотообразующих агентов на водосборах. В России на Европейской территории и в Западной Сибири, были выявлены закисленные озера (Moiseenko et al., 2018) даже в случае отдаленного влияния локальных производств. Было высказано предположение о влиянии сжигания попутного газа при добыче углеводородов.

Снижение эмиссии кислот в Планетарном и региональном масштабах привело к восстановлению закисленных вод на всех континентах, включая Россию. Отмечается три сценария развития ситуации пролонгированного изменения водной химии при снижении выпадения кислот: 1) развивается дальнейшее закисление вод; 2) рН и щелочность не изменяются; 3) происходит восстановление кислото-нейтрализующей способности вод (ANC) (Moiseenko et al., 2015). Поступление основных катионов (BC) с водосбора играет веду-

щую роль в формировании различий в процессе восстановления буферной емкости вод.

В условиях восстановления и потепления климата отмечаются общие тенденции изменения ряда других показателей водной химии при снижении выпадения кислот: увеличение содержания растворенного органического углерода (DOC), азота и фосфора (Corman et al., 2018). Этот феномен получил название “Brownifications” и проявился в водах ряда регионов Северной Америки и Европы, включая Кольский Север России. Несколько гипотез для объяснения нарастаний содержаний органического вещества гумусовой природы в водных системах было предложено учеными. Montaith et al. (2007) объясняет этот феномен повышением роли притока гумусовых кислот при восстановлении химического состава вод озер после закисления, однако многие ученые в последние годы объясняют это явление потеплением климата (Clark et al., 2010; Strock et al., 2017; Corman et al., 2018; de Vit et al., 2021). Нашими исследованиями доказано, что совместное влияние потепления и снижение выпадений кислот приводят к необратимой эволюции озер в направлении обогащения их DOC, P и N, и, как следствие, — эвтрофированию (Moiseenko et al., 2022).

#### *Рассеивание металлов и увеличение их концентрации в водах суши*

Металлы поступают в водные артерии в составе стоков и выбросов в атмосферу различных производств, диффузных источников, выщелачиваются из минеральных пород кислотными осадками. Рассеивание элементов тесно связано с добычей и производством металлов. Уже в 1934 г. Ферсман (1934) отмечал стремительный рост использования химических элементов, примерно в 100 раз за 30 предыдущих лет. К концу XX столетия объемы годовой их добычи значительно возросли, изменились и приоритеты их использования человеком. Анализ имеющихся данных по добыче и использованию элементов (Минеральные ресурсы мира, 2002 гг.) показал, что по сравнению с 70-ми годами прошлого века в настоящее время возрастает добыча и использование таких опасных элементов как Pb, Cr, Cu, Ni, Zn, Mo и др. Водные системы являются коллекторами всех распространённых в окружающей среде химических элементов и веществ с токсичными свойствами с еще до конца не выявленными отдаленными экологическими последствиями их влияния на живые системы в низких концентрациях. Особенно это касается таких опасных неэссенциальных металлов, как Hg, Cd и Pb. За счет природных источников их поступление в окружающую среду оценивается: Hg — 3, Cd — 4,6, Pb — 180 тыс. т/год (Bryan, 1976), а за счет антропогенных источников — Hg —

5–10, Cd — 43 и Pb — 360–440 тыс. т /год, соответственно (Moore, Ramamurthy, 1987).

Поступая в водные системы, токсичные элементы и вещества могут циркулировать в окружающей среде и накапливаться по мере продвижения по пищевым цепям (Newman, Clements, 2009; Vasseus et al., 2021). Ряд загрязняющих веществ появляется в окружающей среде в результате техногенных катастроф, например, разливы нефти, массовые сбросы (утечки) токсичных веществ, разломы дамб на хвостохранилищах (Bjerregaard, 2014).

Изучение территориального распределения химических элементов и коэффициентов их водной миграции в малых озерах на Европейской территории России и Западной Сибири подтвердил, что вследствие техногенного рассеивания элементов в глобальном (региональном) масштабе и выщелачивания кислотными осадками существует тенденция обогащения вод такими опасными элементами, как Pb, Cd, Al, Cr, As и Se (Moiseenko et al., 2019). Токсичные свойства металлов усиливаются при условиях сопутствующего эвтрофирования или закисления вод. Кислотные воздушные аэрозоли способствуют интенсивному выщелачиванию металлов из слагающих пород, что усиливает опасные свойства металлов в кислых водах. В условиях сопутствующего эвтрофирования и развития кислородного дефицита в полярных регионах десорбция металлов из донных отложений формирует высокий градиент дозы их токсичного воздействия для фауны в течение длительного периода полярной зимы. Механизм редокс-цикла хорошо изучен для Mn и Fe. В растворенной восстановленной форме эти химические элементы поднимаются до границы оксиклина, в слои, обогащенные O<sub>2</sub>, где они снова окисляются, переходят в нерастворимую форму и осаждаются на дно, в бескислородных условиях по описанному циклу опять восстанавливаются. Исследования послойного распределения элементов в толще воды субарктического озера выявили, что градиент концентраций возникает не только для железа и марганца, но также для большой группы микроэлементов: Cd, Hg, Cu, Mo, Ni, Pb, Zn, Cr, Co, Ba, Ga, U.

Наибольшее внимание мировая научная общественность уделяет таким опасным химическим элементам, как Hg, Cd и Pb. В воде исследованных арктических регионов содержания Hg были очень низкими, тогда как накопление этого элемента в органах и тканях рыб свидетельствует о глобальном загрязнении региона ртутью. Pb в озерах в большей части представлен в ионной форме (более 70%), которая обладает высокой проникающей способностью в организм рыб. Этот химический элемент накапливается во всех системах организма рыб в зависимости от общей

концентрации в воде. Cd накапливается во всех системах организма рыб, но в наиболее высоких — в почках рыб (Моисеенко и др., 2020).

### КАЧЕСТВО ВОД: ПОНЯТИЯ И МЕТОДОЛОГИЯ ОЦЕНКИ

Какие бы совершенные технологии не внедрялись, прямо или косвенно человек своей деятельностью будет воздействовать на воды суши. Свойства природных вод формируются в результате сложных биогеохимических процессов на водосборе и в водоеме: 1) физико-химических — химическое выветривание химических элементов, их взаимодействие, фильтрация, миграция, адсорбция, десорбция элементов, атмосферное выпадение и эвапорация с поверхности; 2) биологических — биохимических, микробиологических, биофильтрационных, физиологических. Относительная природная стабильность свойств вод и сезонная их изменчивость в природном состоянии поддерживается за счет динамического равновесия и цикличности природных процессов. Антропогенный фактор оказывает огромное влияние на воды суши в локальном, региональном и глобальном масштабах, изменяя их химический состав и свойства, как показано в данной работе. В процессе жизнедеятельности организмы, используя воду как ресурс и среду обитания, активно влияют на ее свойства, в ряде случаев играют определяющую роль, поэтому вода является биокосным телом.

В.И. Вернадский предопределил исследования и разработку методов оценки качества вод, “нужные человеку свойства вод выдвинуты самой жизнью” (Вернадский, 2003, с. 224). Если абстрагироваться от субъективных требований к качеству вод отдельных водопотребителей, то более универсальным определением будет характеристика качества вод с позиций экологической парадигмы: качество вод — это свойства вод, сформированные в процессе химических, физических и биологических процессов, как на водосборе, так и водосборе; благоприятное качество вод в конкретном водоеме наблюдается в том случае, если отвечает требованиям сохранения здоровья организма и воспроизводства *наиболее чувствительных видов*, адаптированных в процессе эволюционного развития к существованию в условиях этого водоема (Моисеенко, 2008).

Предлагаются ряд критериев, по которым мы можем определять экотоксичные эффекты загрязнения и для человека. Наиболее информативную картину дают биоиндикаторы — показатели здоровья рыб. Было доказано, что многие физиологические системы организма рыб, накопление металлов в органах и тканях и их токсичное воздействие сопоставимы с влиянием на

организм человека (Moiseenko et al., 2020; Gashkina et al., 2022).

В силу высокой научной и практической значимости проблема оценки качества вод привлекает большое количество исследователей. Не ново мнение, что система ограничений поступления загрязняющих веществ, основанная на данных о предельно допустимых концентрациях (ПДК) вредных веществ в воде, не совершенна, не дает адекватной оценки качества вод и не охраняет в полной мере водные экосистемы от деградации. Предлагается ряд классификационных схем, позволяющих с определенной долей условности по физико-химическим или гидробиологическим показателям отнести водный объект к определенному классу качества вод (Перечень..., 1990). От арктической до степной зоны используются один и тот же подход — сопоставления с требованиями ПДК, хотя действие опасных загрязняющих веществ на организмы зависит от химических свойств вод и очень различается.

Критерии качества вод водопотребителей различны в зависимости от цели использования: промышленные нужды, питьевое водоснабжение, естественное или искусственное воспроизводство рыб. Критический анализ современных методов оценки качества вод, используемых в России, представлен в работе (Моисеенко, 2019). Очевидно, что для оценки качества вод необходимо понимание формирования интегральной дозы воздействия и соответствующих эффектов ее последствий для живых организмов, т.е. определения доза-эффектных зависимостей, формирования и оценки биодоступности элементов и веществ, их экотоксичности, т.е. в какой форме элементы проникают в организм и оказывают повреждающие действие на живые системы (органы-мишени).

В настоящее время управленческие организации в сфере охраны окружающей среды заявили о необходимости включения методов определения биодоступности в оценке рисков загрязнения вод металлами и в экологическое регулирование качества вод (Väänänen et al., 2018). Например, принятая Водная рамочная директива по качеству вод в ЕС подчеркивает необходимость включения в стандарты качества вод Ni и Pb в их биодоступных формах (European Commission, 2013). Агентство по охране окружающей среды США уже внедрило инструмент оценки биодоступности Cu в нормирование загрязнения вод этим микроэлементом (U.S. EPA, 2007). В основе моделей лежит определение количества ионов металлов, которые обладают высокой проникающей способностью в живые организмы, т.е. биодоступностью. Если нормативы по Hg в России сопоставимы с западными странами, то — по Pb и



Рис. 2. Схема конвергенции наук о Земле и Живом в изучении и оценке качества вод (может быть “и Жизни?”).

Cd они значительно более жесткие в Европе и Америке (Moiseenko et al., 2020).

Исходя из предложенного понятия “качества вод”, очевидно, методы его оценки (в экспериментальных или природных условиях) должны опираться на фундаментальные разработки в области наук о Земле и о Жизни, т.е. на биогеохимические исследования, такие как: 1) закономерности миграции, трансформации, седиментации и поведения антропогенно-привнесенных элементов, их взаимодействие с природными факторами, формы нахождения и их биодоступность; 2) закономерности антропогенной изменчивости экосистем, устойчивость и пределы адаптации, “норма и патология” живых организмов или пограничные состояния биологических систем. Без достаточно глубокого изучения формирования свойств вод в современных условиях антропогенных нагрузок и ответных реакций живых систем на антропогенное загрязнение невозможно обосновать систему критериев оценки качества вод и нормирования, соответственно – сохранить воды России чистыми. Блок схема процедуры установления показателей качества вод представлена на рис. 2. Развитие методологии оценки качества вод в рамках идей В.И. Вернадского о природных водах и жизни, является всеобъемлющей и направ-

лена на сохранение жизнеобеспечивающих условий человека на Планете.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Книга В.И. Вернадского “История природных вод” впервые была издана в 1933 г. и предопределила направленность исследований о природных водах, рассматривая воду как минерал. В.И. Вернадский отмечал, что нет на Земле горной породы, природного тела, живого организма, которое не включало бы воду, более бы значимо влияло на ход исторических событий на Земле. В современную эпоху, антропогенная нагрузка на воды суши возрастает, несмотря на значительные усилия по сокращению выбросов в атмосферу и сбросов промышленных и сельскохозяйственных сточных вод. Потепление климата в сочетании с рассеиваем биогенных элементов приводит к повсеместному эвтрофированию вод, как глобального процесса. Возрастает содержание органического вещества и биогенных элементов в водах суши, что приводит к повсеместному сокращению олиготрофных озер и ухудшению качества вод даже в холодных широтах.

Сокращается содержание техногенных сульфатов в водах суши в результате снижения выбро-

сов диоксида серы и, как следствие – повышается кислотонейтрализующая способность вод озер. Однако биогеохимические циклы не возвращаются к природным показателям, одновременно нарастает содержание органического вещества и биогенных элементов, изменяется круговорот веществ в системе водосбор–водоем, как следствие глобального рассеивания элементов.

Многие озера и реки стали более чистыми относительно содержания опасных веществ в воде. Например, наблюдается олиготрофикация ряда крупных озер мира, снижение количества закисленных малых озер, снижение потока токсичных веществ в озера и реки. Вместе с тем, возврата к природным показателям не происходит, экосистема и биогеохимические циклы приобретают новые состояния, отличные от природных.

Развитие методологии оценки качества вод в рамках идей В.И. Вернадского о природных водах и жизни, является всеобъемлющей и направлена на сохранение жизнеобеспечивающих условий человека на Планете. Целевые показатели качества вод должны быть определены, исходя из всестороннего и глубокого понимания преобразования косного и живого вещества во взаимосвязи под влиянием человеческой деятельности.

*Автор благодарен профессору, научному редактору В.В. Ермакову и главному редактору журнала, академику Ю.А. Костицыну за организацию спецвыпуска журнала, посвященного развитию идей В.И. Вернадского в современном мире.*

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Абакумов В.А., Тальских В.Н., Попченко В.И., Булгаков Г.П., Свирская Н.Л., Кринева С.В., Попченко И.И., Семин В.А., Хромов В.М., Распопов И.М., Марголина Г.Л., Воронова Л.Д., Пушкарь И.Н. (1992) *Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем*. Гидрометеиздат, Санкт-Петербург, 320 с.
- Алекин, О.А. (1970) *Основы гидрохимии*, 2-е издание. Гидрометеорологическое издательство, 444с.
- Вернадский В.И. (1991) *Научная мысль как планетное явление*. М.: Наука, 270 с.
- Вернадский В.И. (2003) *История природных вод*. В.И. Вернадский; отв. ред. С.Л. Шварцев, Ф.Т. Яншина. М.: Наука, 750 с.
- Георгиади А.Г., Коронкевич Н.И., Барабанова Е.А., Кашутина Е.А., Милюкова И.П. (2019) О вкладе климатических и антропогенных факторов в изменения стока крупных рек русской равнины и Сибири. *ДАН*. **488**(5), 539-544.
- Данилов-Данильян В.И., Рейф И.Е. (2016) *Биосфера и цивилизация*. М.: Энциклопедия, 432 с.
- Ермаков В.В (2017) Концепция биогеохимических провинций А.П. Виноградова и ее развитие. *Геохимия*. (10), 875-890.
- Ermakov V.V. (2017) A.P. Vinogradov's concept of biogeochemical provinces and its development. *Geochem. Int.* **55**(10), 872-886.
- Ермаков В.В., Ковальский Ю.В. (2018) Живое вещество биосферы: масса и химический элементный состав. *Геохимия*. (10), 931-944.
- Ermakov V.V., Kovalsky Y.V. (2018) Living matter of the biosphere: mass and chemical elemental composition. *Geochem. Int.* **56**(10), 969-981.
- Минеральные ресурсы мира. (2002) Статистический справочник (издание официальное) МПР РФ ФГУНПП "Аэрогеология". Информационно-аналитический центр "Минерал", Москва
- Моисеенко Т.И. (2017) Эволюция биогеохимических циклов в современных условиях антропогенных нагрузок: пределы воздействий. *Геохимия*. (10), 841-862.
- Moiseenko T.I. (2017) Evolution of biogeochemical cycles under anthropogenic loads: limits impacts. *Geochem. Int.* **55**(10), 841-860.
- Моисеенко Т.И. (2019) Биодоступность и экотоксичность металлов в водных системах: критические уровни загрязнения. *Геохимия*. **64**(7), 675-688.
- Moiseenko T.I. (2019) Bioavailability and Ecotoxicity of Metals in Aquatic Systems: Critical Contamination Levels. *Geochem. Int.* **57**(7), 737-750.
- Моисеенко Т.И. (2008) Концепция "здоровья" экосистемы в оценке качества вод. *Экология*. **6**, 411-419.
- Никаноров А.М. (2015) *Фундаментальные и прикладные проблемы гидрохимии и гидроэкологии*. Ростов-на-Дону: Южный федеральный университет, 572 с.
- Перечень рыбохозяйственных нормативов предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение* (1999) М.: Изд-во ВНИРО, 304 с.
- Руднева И.И., Залевская И.Н., Шайда В.Г., Меметлаева Г.Н., Щерба А.В. (2020) Биогенная миграция азота и фосфора в соленых озерах Крыма: сезонные аспекты. *Геохимия*. **65**(10), 984-997.
- Rudneva I.I., Zalevskaya I.N., Shaida V.G., Memetlaeva G.N., Scherba A.V. (2020) Biogenic Migration of Nitrogen and Phosphorus in Crimean Hypersaline Lakes: A Seasonal Aspect *Geochem. Int.* **58**(10), 1123-1134.
- Ферсман А.П. (1934) *Геохимия*. Т. 2. Ленинград: ОНТИ-ХИМТЕОРЕТ, 354 с.
- Эдельштейн К.К. (2023) *Гидрология материков*. М.: Юрайт, 297 с.
- Abid A.A., Gill S.S. (2014) *Eutrophication: Causes, Consequences and Control* Volume 2. Springer Dordrecht Heidelberg London New York, 262 pp.
- AMAP. IASC (2016) Arctic Freshwater System in a Changing Climate, WCRP CliC Project. CliC/AMAP/IASC. <http://www.amap.no/documents/doc/The-Arctic-Freshwater-System-in-a-Changing-Climate/1375>.
- AR5 Synthesis Report: Climate Change, 2014. <https://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/Ar5/ar5.html>
- AR6 Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change – IPCC. Sixth Assessment Report, 2022. <https://www.ipcc.ch/report/sixth-assessment-report>.
- Bjerregaard P., Andersen O. (2014) Ecotoxicology of Metals – Sources, Transport, and Effects in the Ecosystem; In

- Handbook on the Toxicology of Metals* (Eds. Nordberg G.F., Fowler B.A., Nordberg M.), Amsterdam: Elsevier.
- Bouwman A.F., Beusen A.H.W., Lassaletta L., van Apeldoorn D.F., van Grinsven H.J.M., Zhang J., van Ittersum M.K. (2017) Lessons from temporal and spatial patterns in global use of N and P fertilizer on cropland. *Scientific Reports*. **7**(1), 40366. <https://doi.org/10.1038/srep40366>
- Bryan G.W. (1976) *Heavy metal contamination in the sea*. *Marine Pollution* (R. Johnston, ed.), p. 185-302.
- Clair T.A., Dennis I.F., Vet R. (2011) Water chemistry and dissolved organic carbon trends in lakes from Canada's Atlantic Provinces: no recovery from acidification measured after 25 years of lake monitoring. *J. Fish. Aquat. Sci.* **68**, 663-674.
- Clark J.M., Bottrell S.H., Evans C.D., Monteith D.T., Bartlett R., Rose R., Newton R.J., Chapman P.J. (2010) The importance of the relationship between scale and process in understanding long-term DOC dynamics. *Sci. Total Environ.* **408**, 2768.
- Corman J.R., Bertolet B.L., Casson N.J., Sebestyen S.D., Kolka R.K., Stanley E.H. (2018) Nitrogen and phosphorus loads to temperate seepage lakes associated with allochthonous dissolved organic carbon loads. *Geophysical Research Letters*. **45**, 5481-5490.
- De Wit H.A., Stoddard J.L., Monteith D.T., Sample J.E., Austnes K., Couture S., Fölster J., Higgins S.N., Houle D., Hruška J., Krám P., Kopeček J., Paterson A.M., Valinia S., Van Dam H., Vuorenmaa J., Evans C.D. (2021) Cleaner air reveals growing influence of climate on dissolved organic carbon trends in northern headwaters. *Environ. Res. Lett.* **16**, 104009.
- European Commission. Directive 2013/39/EC Amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as Regards Priority Substances in the Field of Water Policy. 2013/39/EC; 2013.
- Gashkina N.A., Moiseenko T.I., Shuman L.A., Koroleva I.M. (2022) Biological responses of whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) to reduced toxic impact: Metal accumulation, haematological, immunological, and histopathological alterations. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. **239**, 113659. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.113659>
- Graedel T.E., Benkovitz C.M., Keene W.C., Lee D.S., Marland G. (1995) Global emission inventories of acid-related compounds. *Water, Air and Soil Pollut.* **85**, 25-36.
- Grosse G., Goetz S., McGuire A.D., Romanovsky V.E., Schuur E.A. (2016) Changing permafrost in a warming world and feedbacks to the Earth system. *Environ Res Lett.* **11**, 040201.
- Gruber N., Galloway J.N. (2008) An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature*. **451**, 293-296.
- Kvaeven B., Ulstein M.J., Skjelkvåle B.L. (2001) ICP Waters – An international program for surface water monitoring. *Water Air Soil Pollut.* **130**, 775-780.
- Malkova G., Drozdov D., Vasiliev A., Gravis A., Kraev G., Korostelev Y., Nikitin K., Orekhov P., Ponomareva O., Romanovsky V. et al. (2022) Spatial and Temporal Variability of Permafrost in the Western Part of the Russian Arctic. *Energies*. **15**, 2311. <https://doi.org/10.3390/en15072311>
- Meingast K.M., Kane E., Coble A.A., Marcarelli A.M., Toczydlowski D. (2020) Climate, snowmelt dynamics and atmospheric deposition interact to control dissolved organic carbon export from a northern forest stream over 26 years. *Environ Res Lett.* **15**, 104034.
- Moiseenko T.I., Dinu M.I., Gashkina N.A., Kremleva T.A. (2019) Aquatic environment and anthropogenic factor effects on distribution of trace elements in surface waters of European Russia and Western Siberia. *Environ Res Lett.* **14**, 065010. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab17ea>
- Moiseenko T., Sharov A. (2019) Large Russian lakes Ladoga, Onega, and Imandra under strong pollution and in the period of revitalization: a review. *Geosciences*. **9**(12), 492. <https://doi.org/10.3390/geosciences9120492>
- Moiseenko T.I., Gashkina N.A., Dinu M.I. (2020) Metal bioavailability in northern low-salinity water: Case study of lakes in the Kola region, Russia. Case study of lakes in the Kola region. *Environ Res Lett.* **15**, 095005. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab9b40>
- Moiseenko T.I., Bazova M.M., Gashkina N.A. (2022) Development of Lake from Acidification to Eutrophication in the Arctic Region under Reduced Acid Deposition and Climate Warming. *Water*. **14**, 3467. <https://doi.org/10.3390/w14213467>
- Moiseenko T.I., Dinu M.I., Bazova M.M., Heleen A. de Wit. (2015) Long-term changes in the water chemistry of subarctic lakes as a response to reduction of air pollution: case study in the Kola North, Russia. *Water, Air, & Soil Pollution*. **226**(98), 1-12.
- Moiseenko T.I., Skjelkvåle B.L., Gashkina N.A., Shalabodov A.D., Khoroshavin V.Yu. (2013) Water chemistry in small lakes along a transect from boreal to arid ecoregions in European Russia: Effects of air pollution and climate change. *Applied Geochemistry*. **28**, 69-79.
- Moiseenko T.I., Dinu M.I., Gashkina N.A., Jones V., Khoroshavin V.Y., Kremleva T.A. (2018) Present status of water chemistry and acidification under nonpoint sources of pollution across European Russia and West Siberia. *Environ Res Lett.* **13**, 105007.
- Monteith D.T., Stoddard J.L., Evans C.D., de Wit H.A., Forsius M., Hogasen T., Wilander A., Skjelkvåle B.L., Jeffries D.S., Vuorenmaa J., Keller B., Kopeček J. and Vesely J. (2007) Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature*. **450**, 537-539.
- Moore J.W., Ramamurthy S. (1984) *Heavy metals in natural waters. Monitoring and impact assessment*. Springer, 288 p.
- Newman M.C., Clements W.H. (2009) *Aquatic Toxicology: Concepts, Practice, New Directions*. In book: *General, Applied and Systems Toxicology*. <https://doi.org/10.1002/9780470744307.gat092>
- Rockström W., Noone S.K., Persson Å., Chapin III F.S., Lambin E.F., Lenton T.M., Scheffer M. (2009) A safe operating space for humanity. *Nature*. **461**, 472-475.
- Rudneva I.I., Gaisky P.V., Shaida V.G., Shaida O.V. (2023) Assessing Climate and Human Activity Effects on Hypersaline Lake Ecosystem: Case Study of Saki Lake, Crimea. *Water*. **15**, 456. <https://doi.org/10.3390/w15030456>
- Stoddard J.L., Van Sickle J., Herlihy A.T., Brahney J., Paulsen S., Peck D.V. et al. (2016) Continental-scale in-

crease in lake and stream phosphorus: Are oligotrophic systems disappearing in the United States? *Environ Sci Technol.* **50**, 3409-3415.

Strock K.E., Theodore N., Gawley W.G., Ellsworth A.C., Saros J.E. (2017) Increasing dissolved organic carbon concentrations in northern boreal lakes: implications for lake water transparency and thermal structure. *J. Geophys Res Biogeosci.* **122**, 1022-35.

Tussupova K., Hjorth A.P., Morave M. (2020) Drying lakes: A review on the applied restoration strategies and health conditions in contiguous areas. *Water.* **12**, 749.

U.S. EPA. National Recommended Water Quality Criteria. Report 4304T. Office of Water, Office of Science and Technology. (EPA/600/4-91/002) Springfield, Virginia, 2007

UN World Water Development Report: Valuing Water, 2021. <https://www.unwater.org/publications/un-world-water-development-report-2021>

Väänänen K., Leppänen M.T., Chen X., Akkanen J. (2018) Metal bioavailability in ecological risk assessment of

freshwater ecosystems: from science to environmental management. *Ecotoxicol Environ Saf.* **147**, 430-446.

Vasseur P., Masfaraud J.-F., Blaise C. (2021) Ecotoxicology, revisiting its pioneers. *Environ Sci. Pollut Res Int.* **28**(4), 3852-3857.

<https://doi.org/10.1007/s11356-020-11236-7>

Water Security Under Climate Change Editors: Asit K. Biswas Cecilia Tortajada Copyright: 2022 Published: 29 September 2021. Springer Nature Singapore Pte Ltd, 2022, 830 p.

<https://doi.org/10.1007/978-981-16-5493-0>

Xiang G. (2013) Permafrost degradation and methane: low risk of biogeochemical climate-warming feedback. *Environ Res Lett.* **8**, 035014.

Zhang X., Davidson E.A., Zou T., Lassaletta L., Quan Z., Li T., Zhang W. (2020) Quantifying nutrient budgets for sustainable nutrient management. *Global Biogeochemical Cycles.* **34**, e2018GB006060.

<https://doi.org/10.1029/2018GB006060>

## РОЛЬ ВЗАИМОДЕЙСТВИЙ БАКТЕРИЙ И ГЛИНИСТЫХ МИНЕРАЛОВ В ПЕДОХИМИЧЕСКИХ ПРОЦЕССАХ

© 2023 г. Л. В. Переломов\*

Тульский государственный педагогический университет им. Л.Н. Толстого,  
проспект Ленина, 125, Тула, 300026 Россия

\*e-mail: perelomov@rambler.ru

Поступила в редакцию 13.03.2023 г.

После доработки 28.04.2023 г.

Принята к публикации 03.05.2023 г.

В обзорной статье рассмотрены двусторонние взаимодействия между бактериями и глинистыми минералами и их влияние на химический состав и протекание химических процессов в почвах. Показано участие бактерий в выветривании, трансформации и синтезе новых глинистых минералов, что способствует изменению водоудерживающих свойств почв, обеспечению их плодородия, вносит вклад в круговорот нутриентов и загрязнителей. Описаны разнообразные процессы прямого и опосредованного влияния филлосиликатов на микробиологическую активность и микробное разнообразие в почвах и возможная биогеохимическая роль этих процессов. Очевидно, распространенность различных типов взаимодействий бактерий и глинистых минералов определяется Первым биогеохимическим принципом, сформулированным В.И. Вернадским.

**Ключевые слова:** микроорганизмы, иммобилизация бактерий на глинах, биологическое выветривание, трансформация и синтез глинистых минералов, средообразующая роль филлосиликатов

**DOI:** 10.31857/S0016752523100102, **EDN:** EAUCGQ

### ВВЕДЕНИЕ

В биосфере разные по природе объекты и их системы существуют под влиянием общих биосферных процессов. На протяжении развития нашей планеты и жизни на ней происходит постоянная коэволюция живого и косного вещества, которые при взаимодействии не только изменяются сами, но и совместно формируют еще один вид вещества – биокосное вещество. Биокосное вещество одновременно является и продуктом взаимодействия, и новой средой, с характерными только для неё протекающими физическими, химическими, физико-химическими и биологическими процессами. “Биокосные естественные тела характерны для биосферы. Это закономерные структуры, состоящие из косных и живых тел одновременно (например, почвы), причем все их физико-химические свойства требуют, иногда очень больших, поправок, если при их исследовании не учтено проявление находящегося в них живого вещества” (Вернадский, 1980).

В своей статье “Об участии живого вещества в создании почв”, написанной в 1919 г. под Киевом, В.И. Вернадский рассматривает роль живого вещества в процессах, определяющих состав и свойства почв (Вернадский, 1992). Мы знаем, что под живым веществом Владимир Иванович по-

нимает “совокупность всех организмов, растительности и животных, в том числе человека”, тем не менее, указанные им формы воздействия живых организмов на почвообразовательные процессы в полной мере характерны и для микроорганизмов. Более того, подобные процессы происходили и на ранних стадиях развития биосферы, когда трофическая структура экосистем была представлена исключительно прокариотами. В.И. Вернадский выделяет следующие формы воздействия:

“Живое вещество действует массой и составом заключенного в нем вещества. Как таковое, оно составляет часть почвы или само, или же продукты его изменения, отмирающее и отмершее живое вещество.

Живое вещество обуславливает мелкоземистость почвы.

Оно изменяет ее структуру, благодаря разрыхляющей или цементирующей деятельности составляющих его организмов, или характеру продуктов их отмирания.

Оно непосредственно влияет на химические процессы, идущие в почвах, превращая их в процессы биохимические.

Оно вызывает чрезвычайное смешивание химических элементов в почве, являясь главным

фактором этого смещения, и этим обуславливается ход всех химических реакций, идущих в почве.

Оно приносит издалека вещество в состав почв, нарушая этим соотношение между почвой и подпочвой, действуя в этом отношении или само своей массой или влияя на этот процесс косвенно” (Вернадский, 1992).

Таким образом, свойства и функции природных и антропогенных биокосных систем (почв, грунтов, илов, биопленок (биофильмов) и др.) определяются живым веществом и его сложными взаимодействиями с окружающей средой, а также продуктами этих взаимодействий. Особая роль в биокосных системах принадлежит микроорганизмам, включая бактерии, поскольку они являются самыми распространенными представителями живого вещества, существуют на планете гораздо дольше, чем более крупные формы жизни, значительная часть их постоянно живет в непосредственном контакте с минеральными поверхностями (Cuadros, 2017). Глинистые минералы (слоистые алюмосиликаты) являются наиболее распространенными минералами кор выветривания и почв. Их высокая удельная поверхность делает эти минералы одними из важных реакционноспособных поверхностей в почвах. Огромный интерес представляют взаимодействия между филлосиликатами и бактериями и влияние этих взаимодействий на педохимические процессы. Эти взаимодействия могут быть самыми разнообразными (Stotzky, 1986; Cuadros, 2017; Li et al., 2019; Fomina, Skorochod, 2020 и др.), но, очевидно, не все из них достаточно широко распространены и имеют биосферное значение.

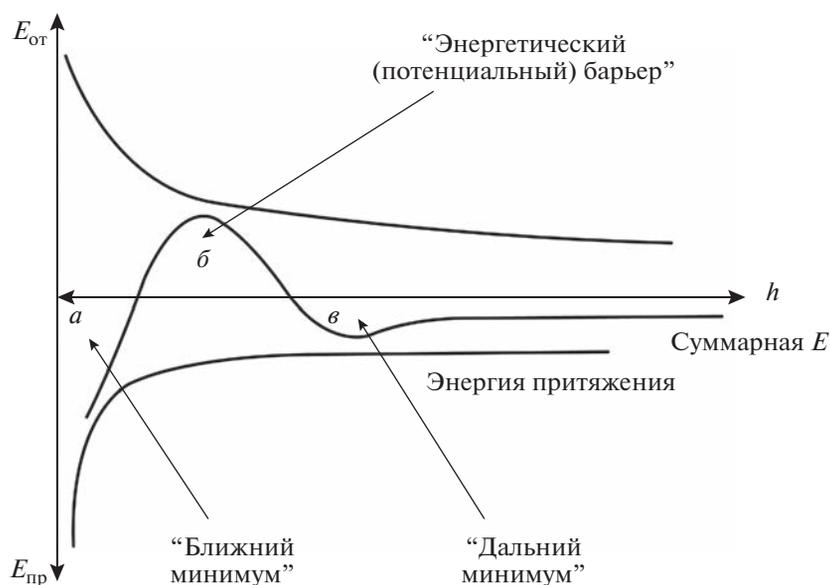
Взаимодействия между бактериями и глинистыми минералами являются двусторонними. С одной стороны, микроорганизмы оказывают значительное влияние на минералы, модифицируя их поверхность, участвуя в выветривании или, наоборот, внося вклад в осаждение и формирование новых минералов (Konhauser, Urrutia, 1999). В свою очередь минералы могут оказывать влияние на микробиологическую активность, причём как напрямую, так и опосредованно (Stotzky, 1986). Прямое воздействие сводится к непосредственному физическому взаимодействию поверхностей минералов и микроорганизмов. Опосредованное воздействие заключается в изменении минералами микросреды обитания микроорганизмов. Изменения минералами среды обитания могут заключаться в поддержании оптимального уровня влажности, питательных веществ, кислотности (Novitzky, 1986; van Loosdrecht et al., 1990), в адсорбции токсичных микробных метаболитов и загрязнителей, которые могут негативно влиять на жизнедеятельность микроорганизмов (Stotzky, 1986). В последние годы наблюдается возрастающий научный интерес к механизмам таких взаимодей-

ствий в связи с разработкой основанных на них технологий, таких как микробиологическая очистка глинистых минералов, их синтез и переработка, использование глин для адсорбции и удаления органических и неорганических загрязнителей в почвах и водах и др. (Li et al., 2019; Perelomov et al., 2021). В нашей работе будут рассмотрены вопросы взаимодействия бактерий и глинистых минералов в контексте их влияния на химические процессы в почвенных системах, а именно на элементарные почвенные химические процессы по системе С.А. Захарова (Захаров, 1927) или почвообразовательные микропроцессы в терминологии А.А. Роде (Роде, 2008).

### ИММОБИЛИЗАЦИЯ БАКТЕРИЙ НА ГЛИНИСТЫХ МИНЕРАЛАХ

Около 99% всех бактерий в природе существуют в форме биопленок на различных этапах их развития (Dalton, March, 1998). Под биопленкой (биофильмом) понимают структурно организованное сообщество микроорганизмов, заключенное внутри полимерного матрикса, синтезированного членами сообщества, и прикрепленное к какой-либо поверхности (минеральной, органической, биологической) (Ильина, Романова, 2021). Таким образом, эмпирически установленным является факт, что бактерии предпочитают существовать прикрепленными на доступных поверхностях, а не в окружающей водной фазе в планктонной форме. Несмотря на очевидность этого факта, тонкие механизмы прикрепления микроорганизмов к поверхности минералов остаются недостаточно понятными.

Первоначально планктонные микробные клетки перемещаются из объема жидкости в приповерхностный (кондиционируемый поверхностью, граничный) слой жидкости либо физическими силами (такими как броуновское движение, силы Ван-дер-Ваальса, гравитационные силы, влияние поверхностного электростатического заряда и гидрофобных взаимодействий и др.) (Gottenbos et al., 2000), либо посредством бактериальных придатков, таких как жгутики. Возможно определенный вклад в это перемещение вносят хемотаксис и гаптотаксис (Kirov, 2003). На поверхности глинистых минералов могут адсорбироваться как нутриенты, так и токсичные вещества. Как указывает Стоцкий (1986) – минеральные поверхности не различают “хорошие” и “плохие” в отношении микроорганизмов адсорбаты. Поэтому хемотаксис, по видимому, не имеет большого значения в иммобилизации бактерий. Клетки, достигшие поверхности, могут обратно прикрепиться к ней. Многочисленные факторы, описывающие свойства поверхности, приповерхностной среды и бактериальной оболочки (доступная энергия, наличие функциональных групп, заряд, геометрия



**Рис. 1.** Зависимость энергии парного взаимодействия частиц от расстояния между ними (по Молодкина, 2010). Участки: *a* – ближний энергетический минимум (на малых расстояниях – до 100 нм). Преобладают силы притяжения; *б* – потенциальный барьер отталкивания, энергетический максимум. Преобладают электростатические силы отталкивания. Высота барьера зависит от заряда поверхности и толщины диффузного слоя; *в* – дальний энергетический минимум (на относительно больших расстояниях – около 1000 нм). Превалируют силы притяжения.

поверхности, температура, давление и др.) являются локальными переменными, которые влияют на бактериальную адгезию (Garret et al., 2008).

Для описания физико-химических взаимодействий микроорганизмов с поверхностью почвенных частиц часто используется теория Дерягина–Ландау–Фервея–Овербека (ДЛФО), являющаяся основой теоретических представлений об агрегативной устойчивости дисперсных систем. В своем классическом варианте теория рассматривает процесс коагуляции как результат совместного действия Ван-дер-Ваальсовых (дисперсионных) сил притяжения и электростатических сил отталкивания между частицами. В зависимости от баланса этих сил в тонкой прослойке жидкости между сближающимися телами возникает либо положительное “расклинивающее” давление, препятствующее их соединению, либо отрицательное, – приводящее к утончению прослойки и образованию контакта между частицами (Дерягин, Ландау, 1941; Verwey, 1947). Теория устойчивости ДЛФО рассматривает возможность агрегации частиц как на ближних расстояниях с преодолением потенциального барьера отталкивания, так и на дальних расстояниях через прослойки жидкости (рис. 1).

Современная обобщенная теория агрегативной устойчивости (расширенная теория ДЛФО) включает не только молекулярную и электростатическую, но и другие составляющие отталкивающих сил. Обобщенная теория ДЛФО позволяет оценить энергии взаимодействия частиц с учетом молекулярной, электростатической, адсорбцион-

ной и структурной составляющих расклинивающего давления (Chang, Chang, 2002; Gallardo-Moreno et al., 2002). Классическая и расширенная теория ДЛФО указывают на энергетические барьеры, которые должна преодолеть клетка при прикреплении к поверхности из раствора (коагуляции), но механизмы этого преодоления остаются неизвестными, особенно при взаимодействии отрицательно заряженных глинистых минералов и бактериальных оболочек, также имеющих отрицательный заряд.

Процесс прикрепления клеток к поверхности минералов может иметь сложный характер и состоять из нескольких стадий. Так An, Friedman (1998) считают, что процесс бактериальной адгезии является двухфазным и включает в себя начальную фазу физико-химического взаимодействия (обратимую) и позднюю – молекулярную и клеточную фазу (необратимую). Во второй фазе адгезии становятся преобладающими молекулярно-специфические реакции между бактериальными поверхностными структурами и поверхностью субстрата. Это подразумевает более прочное прикрепление бактерий к поверхности путем селективного связывания бактериальными поверхностными структурами, включающими капсулы, пили и слизи. В случае, когда субстратами являются ткани хозяина, функциональной частью этих структур могут быть адгезины (Katsikogianni, Missirlis, 2004). Считается, что поверхностные структуры микроорганизмов преодолевают физические отталкивающие силы двойного элек-

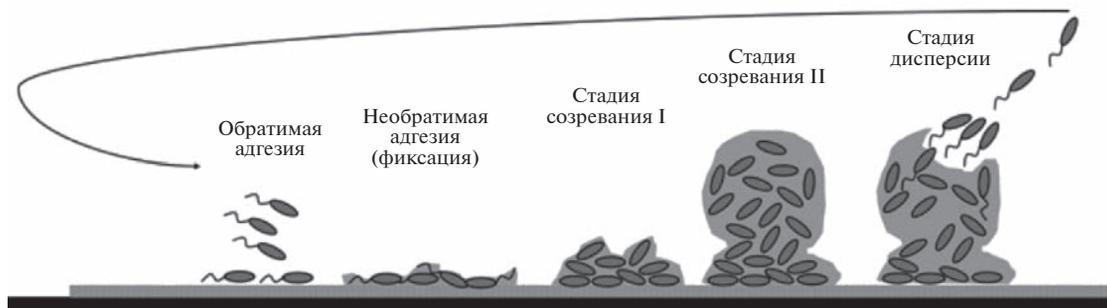


Рис. 2. Стадии формирования биопленки (по Palanisamy et al., 2014).

трического слоя (De Weger et al., 1987). Впоследствии придатки клеток вступают в контакт с объемом кондиционируемого поверхностью слоя, стимулируя химические реакции, такие как окисление и гидратация (Ganesh, Anand, 1998), и упрочняют связь бактерий с поверхностью. Некоторые данные показывают, что микробная адгезия сильно зависит от гидрофобно-гидрофильных свойств взаимодействующих поверхностей (Liu et al., 2004).

Экспериментальное изучение иммобилизации клеток бактерий *Paraburkholderia phytofirmans* на поверхности диоксида кремния, бентонита и талька показало, что адгезия микроорганизмов зависит от pH, уменьшаясь с изменением кислотности с 5.5 до 9. Заряд поверхности носителя оказывает определенное, но не существенное влияние на иммобилизацию бактерий. Количество  $Mg^{2+}$ , содержащегося в минерале, было ключевой характеристикой, определяющей степень иммобилизации клеток (тальк > бентонит > кремнезем). Наибольшее количество бактериальных клеток было обнаружено на тальке, который являлся наиболее гидрофобным минералом из протестированных. Одинаковая иммобилизационная способность наблюдалась у всех трех минералов, когда культивирование бактерий и их адсорбция осуществлялись одновременно. Это может быть связано с тем, что при культивировании биопленки формируются в результате клонального роста первично прикрепленных бактерий, а не рекрутирования планктонных клеток (Vejarano et al., 2017).

После обратимой и необратимой адгезии (фиксации) происходит формирование микроколоний – отдельных скоплений прикрепленных клеток микроорганизмов (рис. 2).

На этой стадии микроорганизмы активно размножаются, а выделяемый матрикс удерживает колонию вместе (стадия созревания I). Разрастаясь микроколонии сливаются, и образуется зрелую биопленку, имеющий сложную трехмерную структуру и образующий единый внеклеточный матрикс со стабильной внутренней средой и защищающий колонию от внешних неблагоприят-

ных факторов (стадия созревания II). Матрикс может быть средой для прикрепления других микроорганизмов и выступать в качестве ядра для формирования новых минералов. При исчерпании ресурсов внутри биопленки микроорганизмы способны покинуть его и переходить в планктонную форму (стадия дисперсии). На этой стадии от биопленки периодически отрываются отдельные клетки, способные через некоторое время прикрепиться к поверхности и образовать новую колонию (рис. 2) (Palanisamy et al., 2014; Karaguler et al., 2017). Фактически биопленка представляет собой минимальную биокосную систему и на его уровне протекают простейшие биогеохимические процессы.

## ВОЗДЕЙСТВИЕ БАКТЕРИЙ НА ГЛИНИСТЫЕ МИНЕРАЛЫ

В последние годы повышенное внимание уделяется различным аспектам участия микроорганизмов в изменении глинистых минералов, например, в агрегации, выветривании, трансформации, в ходе которых происходят значительные изменения филлосиликатов. Происходит изменение их структуры, удельной поверхности, базального расстояния, состава обменных катионов, емкости катионного обмена и т.д., что оказывает влияние на химические и физико-химические свойства почв (Maurice et al., 2001; Mueller, 2015; Li et al., 2019; Fomina, Skorochod, 2020).

В почвах и корках выветривания микроорганизмы играют фундаментальную роль в разрушении филлосиликатов, тем самым способствуя повышению пористости и водопроницаемости почв, обеспечению их плодородия и качества поверхностных вод, внося свой вклад в круговорот нутриентов, неорганических и органических загрязнителей (Mueller, 2015). Выявлена биодеградация таких минералов как каолинит, галлуазит, иллит, монтмориллонит, вермикулит, серпентинит, хризолит и др. Устойчивость различных глин к биологическому разрушению варьирует. Считается, что диоктаэдрические глинистые минералы

(каолинит, галлуазит, иллит, монтмориллонит и др.) более устойчивы, чем триоктаэдрические филлосиликаты (вермикулит, серпентинит, хризолит и др.). Хлориты обладают промежуточной устойчивостью (Добровольский и др., 2003).

Выветривание глинистых минералов микроорганизмами осуществляется посредством двух основных групп процессов – биомеханических и биохимических, общих для микробного выветривания других минералов и горных пород (Gadd et al., 2007; Fomina, Skorochod, 2020). Биомеханические процессы подразумевают либо прямые взаимодействия микробных клеток с минеральной поверхностью, либо не прямые биомеханические воздействия с участием микробных продуктов, в том числе экзополиперов. Набухание или сжатие клеток, продуктов их метаболизма и биопленок активно способствует биоэрозии и биоабразии (Gaylarde, Gaylarde, 2004).

Биохимические процессы более эффективны в разрушении глин (Kumar, Kumar, 1999; Fomina, Skorochod, 2020). Гетеротрофные микроорганизмы (бактерии и микроскопические грибы) растворяют филлосиликаты в ходе так называемого гетеротрофного выщелачивания (или хемоорганотрофного выщелачивания), включающего два основных механизма: ацидолиз и комплексолиз (Sand, Vock, 1991). Эти механизмы могут также сопровождаться редоксолизом – изменением бактериями окислительно-восстановительного потенциала среды, влияющим на извлечение и подвижность металлов, входящих в состав филлосиликатов. Окисление и восстановление элементов с переменной валентностью могут осуществляться как автотрофными, так и гетеротрофными микроорганизмами.

Ацидолиз или протон-стимулированное растворение происходит при подкислении микроорганизмами среды в результате выделения протонов, органических кислот и образования угольной кислоты из метаболического  $\text{CO}_2$  (Burgstaller, Schinner, 1993).

Многие микроорганизмы способны выделять метаболиты, образующие комплексы с металлами, вызывающие лиганд-стимулируемое растворение или комплексолиз филлосиликатов. В качестве таких комплексообразователей выступают карбоновые кислоты, аминокислоты, Fe(III)-связывающие сидерофоры, фенольные соединения и др. (Gadd, 2010). Карбоновые кислоты (например, щавелевая и лимонная кислота) являются источником как комплексообразующих лигандов для ионов металлов, включая Al и Fe, так и протонов для сольubilизации глин (Dong, 2012). Оба описываемых процесса наглядно показаны в эксперименте, проведенном Liu et al. (2006). Силикатные бактерии *Bacillus mucilaginosus* растворяли слюду и одновременно высвобождали  $\text{K}^+$  и

$\text{SiO}_2$  из кристаллической решетки, в то же время растворения полевого шпата не происходило. В процессе своего роста *B. mucilaginosus* продуцировали полисахариды и органические кислоты. Полисахариды адсорбировали органические кислоты и прикреплялись к поверхности минерала, в результате чего вблизи минерала образовывалась область высокой концентрации карбоновых кислот. Происходило также поглощение полисахаридами кремния, что влияло на равновесие между минеральной и жидкой фазами и приводило к реакции сольubilизации K и Si (Liu et al., 2006). При этом калий, как известно, является важнейшим элементом минерального питания растений, а роль ряда соединений кремния в обеспечении плодородия почв также существенна (Бочарникова и др., 2011). Выделение значительного количества Al и, как правило, Si при микробиологическом растворении каолинита как за счет изменения бактериями кислотности, так и синтеза ими Al-хелатирующих агентов отмечено (Maurice, 2001). Механизмы ацидолиза и комплексолиза задействованы в разрушении глинистых минералов с расширяющейся структурной ячейкой, например, смектита (Wu et al., 2008; Oulkadi et al., 2014). Степень растворения минералов зависит от природы и количества микробных метаболитов ( $\text{H}^+$ ,  $\text{OH}^-$ , лиганды и др.) и реакционной способности поверхности филлосиликатов (Grybos et al., 2011).

В ходе метаболизма специфической группы бактерий-хемолитотрофов (архей и бактерий) могут образовываться также сильные минеральные кислоты. Так автотрофные бактерии-нитрификаторы образуют азотную и азотистую, серные бактерии – серную и сернистую кислоты (Добровольский и др., 2003), которые эффективно участвуют в протон-стимулируемом ацидолизе.

Еще одним механизмом разрушения глинистых минералов является редоксолиз (Ehrlich, 1996; Lloyd, 2003). При механизме редоксолиза микроорганизмы производят каталитические соединения, которые изменяют окислительный потенциал раствора и, таким образом, высвобождают из филлосиликатов металлы и связанные с ними элементы. Эффективность такого разрушения минералов зависит от особенностей минеральной фазы, восстанавливаемого/окисляемого металла и степени его окисления (Mishra, Rhee, 2014). Ионы железа являются одними из наиболее распространенных реагентов редоксолиза.  $\text{Fe}^{3+}$ , возникающий в том числе под воздействием окислителей железа, начинает действовать как окислитель для других металлов, приводя к растворению ряда их соединений. Повторное окисление  $\text{Fe}^{2+}$  до  $\text{Fe}^{3+}$  делает реакцию циклической (Schippers et al., 1996). Не только биогенные ионы, но и сами микроорганизмы осуществляют окисление элемен-

тов с переменной валентностью, входящих в состав силикатных горных пород и минералов (Добровольский и др., 2003), поскольку восстановленные формы элементов, переходя в окисленную форму, способны служить источником энергии для бактерий. Таким образом может происходить разрушение алюмосиликатов, включающее вынос структурных и обменных катионов металлов и разрушение силоксановых и алюмокислородных связей.

Процессы биологического выветривания глинистых минералов часто приводят к их трансформации и формированию из одних глинистых минералов других, либо синтезу новых филлосиликатов из продуктов разрушения. Так Kompantseva et al. (2013) было установлено бактериально опосредованное повышение емкости катионного обмена каолинитов в результате существенного изменения их кристалломорфологических характеристик. Происходило уменьшение размеров и частичное растворение частиц каолинита при их взаимодействии с бактериями, а также увеличение упорядоченности кристаллической структуры минерала за счет уменьшения количества дефектов укладки слоев кристаллической решетки. Биоразтворению подвергались, в первую очередь, краевые участки минералов. Процесс биодеградации затрагивал не только кристалломорфологические особенности, но и минералогический состав образцов исследованных филлосиликатов — в присутствии бактерий происходило образование гиббсита, а также частичное разрушение слюдистого компонента и образование органоминерального комплекса (Kompantseva et al., 2013).

В настоящий момент известно более 100 минералов, в том числе филлосиликатов, генезис которых может быть связан с деятельностью микроорганизмов (Астафьева и др., 2011; Fomina, Skorochod, 2020). Результаты изучения ископаемых бактерий показывают, что минералообразование под их влиянием или с их участием является процессом, который появился на нашей планете вместе с возникновением бактерий, т.е. фактически с возникновением современных форм жизни (Самылина и др., 2002). Бактерии могут участвовать во всех процессах, связанных с появлением и трансформацией глинистых минералов, и в их присутствии протекание этих процессов значительно ускоряется (Наймарк и др., 2009). Установлено, что микроорганизмы и их органические метаболиты участвуют в формировании ряда глинистых минералов — каолинитов, смектитов, хлоритов и др. (Розанов, 2003). На примере каменноугольных белых глин Московского бассейна методом СЭМ было показано, что биогенные глины имеют бактериоморфы, которые очевидно представляют следы нитчатых цианобактерий, окружающих коккоидные бактерии (Астафьева, Розанов, 2010).

Толчком к изучению проблемы биогенного филлосиликатообразования стала статья Linares, Huertas (1971), в которой авторы описали процесс, когда в растворе, содержащем Si, Al и торфяную фульвокислоту, при комнатной температуре происходило осаждение каолинита. Подробно процесс аутигенного осаждения глинистых минералов в водной среде, богатой органикой, в присутствии бактерий, способствующих разложению органического вещества, описал (Konhauser et al., 1993) Авторы показали, что на поверхности бактериальных клеток активно осаждаются катионы железа, которые в свою очередь служат местом формирования и роста тонкой аутигенной минеральной фазы Fe-Al силикатов различного состава от почти аморфной гелеподобной до кристаллической. Гелеподобная структура по составу близка шамозитовой глине (железистый хлорит), а кристаллическая фаза имеет каолинитовый состав. В исследованиях Chaerun et al. (2005) и Tazaki (2005) было показано, что в результате микробно-минеральных взаимодействий образуются каолинит и галлуазит. Fiore et al. (2011) предложил схему двухэтапного биоиндуцированного процесса образования каолинита. На первом этапе происходит осаждение алюмосиликата в присутствии оксалатов и других органических соединений, в том числе внеклеточных полимерных веществ, являющихся метаболитами бактерий. Из-за изменений в микросреде, вызванных метаболической активностью бактерий, образующийся гель может локально растворяться или перестраиваться в твердое состояние с образованием кристаллов каолинита. Из-за депротонирования амфотерных органических лигандов, содержащихся в полимерах клеточной стенки бактерий, бактериальная поверхность заряжается отрицательно в широком диапазоне pH. Эти лиганды связываются с катионами металлов и действуют как центры самогенерации каолиновых минералов (Pokrovsky et al., 2008; Liu et al., 2015). Образование каолинитов наблюдалось через два месяца после контакта железоредуцирующих бактерий (принадлежащих родам *Toxothrix* и *Gallionella*) с гранитом (Tazaki, 2005). Серовосстанавливающие бактерии могут действовать как катализаторы образования галлуазита в почве (Herrmann et al., 2007). Kawano, Tomita (2001) указывают, что в старом вулканическом пепле, по-видимому, при взаимодействии бактерий с ионами Al и Si происходит осаждение аллофаноподобных гранулированных минералов в поровой воде в качестве метастабильной фазы. Из аллофаноподобных материалов могут быть образованы слабоупорядоченные смектитоподобные волокна и/или чешуйки в качестве промежуточной фазы между аллофаном и нонтронитом. В жидких средах, содержащих ионы Al и Si, формируется бейделлитоподобный смектит, связанный с бактериальными поверхно-

стями. Никакие минералы не образуются в той же среде, не содержащей ионов металлов или бактерий (Kawano, Tomita, 2001). Также принимать участие в процессах генезиса глинистых минералов могут представители родов *Pseudomonas* (*Pseudomonas syringae*, *Pseudomonas fluorescens*), *Xanthomonas* (*Xanthomonas campestris*), *Shewanella* (*Shewanella putrefaciens* CN32) и др. (Mueller, 2015).

Вышеописанные процессы показывают, что геоактивные микробы активно участвуют как в мобилизации, так и в иммобилизации металлов: они могут растворять минералы, в том числе глинистые, высвобождая в окружающую среду подвижные формы металлов и сопутствующие элементы, а также иммобилизовать металлы путем биосорбции, транспорта, внутриклеточной локализации и накопления живыми микроорганизмами (биоаккумуляции) (Переломов и др., 2013), окислительно-восстановительной иммобилизации, осадкообразования и биоминерализации, в результате чего возможно образование вторичных биогенных минералов. Эти процессы имеют большое экологическое, экономическое и социальное значение. Процессы микробной мобилизации приводят к высвобождению питательных веществ (металлов и сопутствующих элементов) в биодоступной форме для растений и других микроорганизмов в почвенной среде, а также к образованию почв, грунтов и осадков в результате выветривания и распада горных минералов и горных пород.

### ВОЗДЕЙСТВИЕ МИНЕРАЛОВ НА БАКТЕРИИ

В почве биогеохимическая активность микробов неразрывно связана с действием глинистых минералов на микробный рост и микробную метаболическую активность. Как уже отмечалось, эти воздействия могут быть как прямыми, так и опосредованными, причем зачастую разделить их бывает довольно сложно.

Известно, что в результате микробного взаимодействия с дисперсными материалами при определенных концентрациях на поверхности бактериальных клеток может образовываться слой адсорбированных минеральных частиц (Globa et al., 1983). Положительный эффект иммобилизации мелких частиц глинистых минералов на поверхности бактерий и их биопленок обеспечивает их защиту от высыхания и действия других неблагоприятных факторов (Alimova et al., 2009). Также прикрепленные глинистые частицы могут служить местами аккумуляции дополнительного количества нутриентов и воды. При этом на примере глауконита, сапонита и монтмориллонита показано, что увеличение содержания частиц минералов выше определенной величины вызывает подавление роста бактерий (Kurdish, Ve-

ga, 2006; Chobotarov et al., 2010; Fomina, Skorochod, 2020). При высоком содержании слой адсорбированных коллоидных частиц служит барьером, препятствующим проникновению в клетки питательных веществ и газов (Globa et al., 1983; Stotzky, 1986; Chobotarov et al., 2010).

Влияние филлосиликатов на микробные физиолого-биохимические процессы зависит от группы микроорганизмов (археи, бактерии, грибы) и изменяется от вида к виду (Наймарк и др., 2009), а также определяется видом глинистого минерала. Показано, что взаимодействие глин с микроорганизмами может приводить к изменению образования биомассы и скорости роста, синхронизации микробного развития, продолжительности фазы задержки роста при культивировании микробов, эффективности использования субстрата, активности дыхания, продукции ферментов и метаболитов и др. (Fomina, Skorochod, 2020). Показано, что монтмориллонит повышает микробную активность там, где каолинит этого не делает, возможно, из-за набухаемости монтмориллонита и большей адсорбционной способности. Наличие монтмориллонита приводит к большей емкости среды по отношению к органическим и неорганическим веществам и буферизации pH (Ransom et al., 1999). В то же время Vieira, Melo (1995) описали усиление микробной активности *Pseudomonas fluorescens* в биопленке в присутствии каолинита. При этом наблюдалось увеличение биомассы бактерий, их дыхательного коэффициента, большая стабильность биопленок и более быстрый массоперенос в его пределах.

Довольно распространена точка зрения, что глинистые минералы, обладая высокой емкостью поглощения, концентрируют органические вещества на своей поверхности, где они достигают достаточно высоких уровней, чтобы поддерживать рост микробов. Однако существует и противоположная точка зрения, показанная в большом количестве исследований, что питательные вещества на поверхности глинистых минералов не поддерживали рост микроорганизмов в отсутствии экзогенных субстратов. Так образцы монтмориллонита, аттапульгита (палыгорскита) и каолинита, содержащие органический углерод и азот не влияли на рост микроорганизмов (Stotzky, 1986). Когда разнообразные органические субстраты, такие как белки, пептиды, аминокислоты, полисахариды, нуклеиновые кислоты и нуклеотиды адсорбировались глинистыми минералами, их доступность для микробов обычно была снижена (Stotzky, 1986). Следовательно, даже если поверхность глинистых минералов в почве обогащена питательными веществами, эти питательные вещества могут потенциально быть недоступны для поддержания жизнедеятельности микроорганизмов.

Ряд авторов обнаружили, что глинистые минералы (например, каолинит) и богатые глинистыми минералами породы (например, бентонит) с высоким содержанием алюминия ингибируют рост многих бактерий: *Escherichia coli*, *Pseudomonas*, *Desulfovibrio vulgaris* и представителей других родов (Fomina, Skorochod, 2020). Кроме того, в почвенных системах в отличии от питательных сред, используемых для проведения лабораторных экспериментов с микроорганизмами, глинистые минералы могут концентрировать на своей поверхности и органические вещества, обладающие биоцидным эффектом (Pasket et al., 2022).

Глинистые минералы имеют малый размер частиц и большую площадь поверхности. Внешняя и внутренняя поверхность филлосиликатов – гидрофильная и полярная. Это облегчает смачивание и взаимодействие с их поверхностями низкомолекулярных и высокомолекулярных органических соединений, содержащих полярные группы. В то же время полярность силикатной поверхности затрудняет взаимодействие монтмориллонита с неполярными и слабополярными веществами (Perelomov et al., 2021). Тем не менее, частицы филлосиликатов в почве всегда покрыты органическими пленками, образуя органо-минеральные структуры (Зубкова, Карпачевский, 2001). Считается, что такие агрегаты могут действовать как расширения биопленок, удерживая на своей поверхности органические и неорганические питательные вещества (Fomina, Skorochod, 2020). Однако, при исходном гидрофильном характере поверхности глины само формирование таких органических пленок, включающих значительное количество гидрофобных фрагментов, может быть обусловлено деятельностью микроорганизмов и их биопленок, иммобилизованных на глинах. Таким образом, матричный эффект почв при формировании специфических органических веществ (Зубкова, Карпачевский, 2001) и особенности биогеохимического круговорота элементов могут быть обусловлены не только минеральной, но и биологической матрицей. Матрица в почве – это поверхность твердых частиц, которая организует вещества вокруг себя в определенной закономерности, согласно свойствам самой поверхности этих частиц. Взаимодействия микроорганизмов с глинами могут быть не только опосредованы органическим веществом, но и наоборот – процессы взаимодействия органического вещества с поверхностями глинистых минералов могут управляться микроорганизмами. При этом микробиологическая иммобилизация органического вещества на минералах может приводить к частичному изменению характера поверхности глины с гидрофильной на гидрофобную и способствовать поглощению других органических молекул. Прочное закрепление органических молекул предотвращает их пе-

ренос и минерализацию, что имеет огромное значение для гумусообразования.

Для обеспечения потребностей минерального питания бактериям требуются металлы – макроэлементы и эссенциальные микроэлементы. Количественная потребность в них может быть выражена рядом:  $K > Na > Mg > Ca > Fe \gg Mn, Co, Zn, Cu, Ni$  и  $Mo$  (Cuadros, 2017). Глинистые минералы для бактерий являются значимым источником неорганических катионов, которые могут высвободиться из минералов в процессе ионного обмена, чаще всего с протонами, образующимися в процессе метаболизма клетки (Stotzky, 1986; Chobotarov et al., 2010). Кроме того, катионы металлов выделяются в результате разрушения филлосиликатов бактериями в ходе процессов, описанных выше. Поскольку минералы обладают разной устойчивостью к биовыветриванию, бактерии должны использовать разные механизмы и разную интенсивность этих механизмов. Например, солубилизация одного и того же количества Fe требовала большей продукции органических кислот для биотита, чем для флогопита (Balland et al., 2010). Теоретически можно предположить, что поскольку большинство сред не являются мономинеральными, микроорганизмы могут идентифицировать филлосиликаты, которые наиболее богаты питательными веществами и легко разрушаемы, и в первую очередь атаковать и разрушать именно их (Fomina, Skorochod, 2020). Минеральный состав также может влиять на состав микробного сообщества почвы и активность (биомассу, дегидрогеназную активность и дыхание) сообществ, включающих разных представителей (Carson et al., 2007).

Современные исследования позволяют говорить о том, что дефицит минеральных питательных веществ в среде может стимулировать экспрессию специфических генов, которые облегчают получение микроорганизмами этих питательных веществ из глинистых минералов. Xiao et al. (2012), правда, в экспериментах не с бактериями, а с грибом *Aspergillus fumigatus*, установил, что присутствие калийсодержащих силикатов при дефиците  $K^+$  увеличивает экспрессию генов, способствующих выветриванию минералов и выщелачиванию калия. Эти гены отвечали за активацию ферментов, способствующих гетеротрофному выщелачиванию: альдегиддегидрогеназы и карбоангидразы, а также цистеинсинтазы, которая способствовала усиленной продукции связывающих металл белков, богатых серой. Существует предположение, что некоторые микроорганизмы приобретают свойства разрушать минералы и извлекать элементы питания в определенной минеральной среде благодаря горизонтальному переносу генов (Xiao et al., 2012; Uroz et al., 2009). Uroz et al. (2009) допустили, что бактериальный род *Collimonas* приобрел способность к эффективному выветриванию минералов благодаря ми-

коризным грибам. При этом сами глинистые минералы обладают свойствами, облегчающими такой перенос – способностью иммобилизовать на своей поверхности сблизившиеся клетки и вирусы и адсорбировать ДНК, защищая ее от быстрой деградациии (Dröge et al., 1999).

Stotzky (1986) в своей классической работе отмечает, что основное значение для формирования благоприятной для бактерий среды имеет водоудерживающая способность глинистых минералов и, возможно, главным ресурсом, привлекающим микроорганизмы к глинам в почвах, является вода. Большинство природных и пахотных почв, за исключением коротких периодов после дождя, таяния снега или орошения, в основном своем объеме являются вододефицитными для микроорганизмов. Из всех почвенных частиц главным образом глинистые минералы благодаря своей большой гидрофильной поверхности удерживают достаточное количество воды для поддержания роста микробов. Вода задерживается в порах всех филлосиликатов и в межслоевом пространстве глинистых минералов с расширяющейся структурной ячейкой, откуда может быть в разной степени извлечена бактериями. Следовательно, корреляция микробной активности с илистой фракцией в почве может быть результатом прежде всего наличия воды, связанной с этой фракцией, а не концентрации питательных веществ и удаления токсикантов и ингибиторов.

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, мы видим огромное многообразие взаимодействий бактерий и глинистых минералов, которые являются ключевыми в определении химического состава почв и химических процессов, протекающих в почвах. Эти взаимодействия накладывают отпечаток как на минеральный и микробиологический состав, так и на особенности аккумуляции, трансформации, мобильности и биологической доступности неорганических и органических веществ в почвах, внося значительный вклад в биогеохимический круговорот элементов. Очевидно, не все описанные процессы широко распространены в педосфере и биосфере, но они могут потенциально встречаться в тех или иных условиях. Возможно преимущественное распространение получили те взаимодействия, которые соответствуют Первому биогеохимическому принципу, сформулированному В.И. Вернадским – биогенная миграция атомов химических элементов в биосфере всегда стремится к максимальному своему проявлению.

Не обладая достаточным количеством данных, при отсутствии сложных методов физико-химического анализа много десятилетий назад гений Вернадского смог сформулировать фундаментальные законы и принципы, которые описыва-

ют функционирование и развитие биосферы. Эти законы мы сегодня используем как теоретическую основу для объяснения огромного количества эмпирических данных о взаимодействии живого и неживого вещества. Действительно “десятилетиями, целыми столетиями будут изучаться и углубляться его гениальные идеи, а в трудах его будут открываться новые страницы, служащие источником новых исканий; многим исследователям придется учиться его острой, упорной, отчеканенной, всегда гениальной, но трудно понимаемой творческой мысли...” (Ферсман, 1946).

*Автор благодарит научного редактора Владимира Александровича Сафонова и рецензентов за работу со статьей.*

*Статья подготовлена в рамках выполнения государственного задания по теме: “Иммобилизация тяжелых металлов продуктами взаимодействий слоистых силикатов с почвенным органическим веществом и микроорганизмами” (Средства дополнительного соглашения № 073-03-2023-030/2 от 14.02.2023 к Соглашению о предоставлении субсидии из федерального бюджета на финансовое обеспечение выполнения государственного задания на оказание государственных услуг (выполнение работ) 073-00030-23-02 от 13.02.23).*

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Астафьева М.М., Розанов А.Ю. (2010) *Древнейшие коры выветривания (на примере Карелии) и микрофоссилии. Палеопочвы и индикаторы континентального выветривания в истории биосферы (Под ред. Рожнов С.В., Демкин В.А.)*. М.: ПИН РАН, 10-22.
- Астафьева М.М., Герасименко Л.М., Гептнер А.Р. и др. (2011) *Ископаемые бактерии и другие микроорганизмы в земных породах и астроматериалах*. М.: ПИН РАН, 172 с.
- Бочарникова Е.А., Матыченок В.В., Погорелов А.Г. (2011) Сравнительная характеристика некоторых кремниевых удобрений. *Агрохимия*. (11), 25-30.
- Вернадский В.И. (1980) *Проблемы биогеохимии. Труды биогеохимической лаборатории*. Т. 16. М.: Наука, 320 с.
- Вернадский В.И. (1992) *Труды по биогеохимии и геохимии почв*. М.: Наука, 434 с.
- Дерягин Б.В., Ландау Л.Д. (1941) Теория устойчивости сильно заряженных лиофобных золь и слипания сильно заряженных частиц в растворах электролитов. *ЖЭТФ*. 11(2), 802-821.
- Добровольский Г.В., Бабьева И.П., Богатырев Л.Г. и др. (2003) *Структурно-функциональная роль почв и почвенной биоты в биосфере*. М.: Наука, 364 с.
- Захаров С.А. (1927) *Курс почвоведения*. М.: Госиздат, 440 с.
- Зубкова Т.А., Карпачевский Л.О. (2001) *Матричная организация почв*. М.: РУСАКИ, 296 с.
- Ильина Т.С., Романова Ю.М. (2021) Бактериальные биопленки: роль в хронических инфекционных процессах и поиск средств борьбы с ними. *Молекулярная генетика, микробиология и вирусология*. 39(2), 14-24.

- Молодкина Л.М. (2010) Коллоидная химия в сфере безопасности водных систем. Санкт-Петербург: Издательство Политехнического университета, 205 с.
- Наймарк Е.Б., Ерошев-Шак В.А., Чижикова Н.П., Компанцева Е.И. (2009) Взаимодействие глинистых минералов с микроорганизмами: обзор экспериментальных данных. *Журн. общ. биол.* **70**(2), 155-167.
- Переломов Л.В., Переломова И.В., Пинский Д.Л. (2013) Молекулярные механизмы взаимодействия между микроэлементами и микроорганизмами в биокосных системах (биосорбция и биоаккумуляция). *Агрохимия*, (3), 80-94.
- Роде А.А. (2008) Теоретические проблемы почвоведения и вопросы генезиса почв. Избранные Труды. М.: Почвенный ин-т им. В. В. Докучаева Россельхозакадемии, Т. 1, 244 с.
- Розанов А.Ю. (2003) Ископаемые бактерии, седиментогенез и ранние стадии эволюции биосферы. *Палеонтол. журн.* (6), 41-49.
- Самылина О.С., Жегалло Е.А., Астафьева М.М., Розанов А.Ю., Зайцева Л.В., Авдонин В.В., Ривкина Е.М., Карпов Г.А., Сергеева Н.Е. (2002) *Бактериальная палеонтология*. М.: ПИН РАН, 188 с.
- Ферсман А.Е. Жизненный путь академика Владимира Ивановича Вернадского (1863-1945) (1946). *Записки Всероссийского минералогического общества*. **75**(1), 5-24.
- Alimova A., Katz A., Steiner N., Rudolph E., Wei H., Steiner J.C., Gottlieb P. (2009) Bacteria-clay interaction: Structural changes in smectite induced during biofilm formation. *Clays Clay Miner.* **57**, 205-212.
- An Y.H., Friedman R.J. (1997) Laboratory methods for studies of bacterial adhesion. *J. Microbiol. Meth.* **30**, 141-152.
- Balland C., Poszwa A., Leyval C., Mustin C. (2010) Dissolution rates of phyllosilicates as a function of bacterial metabolic diversity. *Geochim. Cosmochim. Acta.* **74**(19), 5478-5493.
- Bejarano A., Sauer U., Mitter B., Preininger C. (2017). Parameters influencing adsorption of *Paraburkholderia phytofirmans* PsJN onto bentonite, silica and talc for microbial inoculants. *Appl. Clay Sci.* **141**, 138-145.
- Burgstaller W., Schinner F. (1993) Leaching of metals with fungi. *J. Biotechnol.* **27**, 91-116.
- Carson J.K., Rooney D., Gleeson D.B., Clipson N. (2007) Altering the mineral composition of soil causes a shift in microbial community structure. *FEMS Microbiol. Ecol.* **61**, 414-423.
- Chaerun S.K., Tazaki K., Asada R., Kogure K. (2005) Interaction between clay minerals and hydrocarbon-utilizing indigenous microorganisms in high concentrations of heavy oil: Implications for bioremediation. *Clay Miner.* **40**, 105-114.
- Chang Y.I., Chang P.K. (2002) The role of hydration force on the stability of the suspension of *Saccharomyces cerevisiae* – application of the extended DLVO theory. *Colloids Surf. A.: Physicochem. Eng. Aspects.* **211**, 67-77.
- Chobotarov A.Y., Gordienko A.S., Kurdish I.K. (2010) Influence of natural minerals on growth of *Azotobacter vinelandii* IMV B-7076. *Microbiol. J.* **72**, 27-31.
- Cuadros J. (2017) Clay minerals interaction with microorganisms: A review. *Clay Miner.* **52**(2), 235-261.
- Dalton H.M., March P.E. (1998) Molecular genetics of bacterial attachment and biofouling. *Curr. Opin. Biotechnol.* **9**, 252-513.
- De Weger L.A., van der Vlugt C., Wijffjes A.H.M. et al. (1987) Flagella of a plant-growth-stimulating *Pseudomonas fluorescens* strain are required for colonization of potato roots. *J. Bacteriol.* **169**, 2769-73.
- Dong H. (2012) Clay-microbe interactions and implications for environmental mitigation. *Elements.* **8**, 113-118.
- Dröge M., Pühler A.W., Selbitschka W. (1999) Horizontal gene transfer among bacteria in terrestrial and aquatic habitats as assessed by microcosm and field studies. *Biol. Fertil. Soils.* **29**, 221-245.
- Ehrlich H.L., Newman D.K., Kappler A. (2015) *Geomicrobiology*. Sixth Edition. CRC Press, 668 p.
- Fiore S., Dumontet S., Huertas F.J., Pasquale V. (2011). Bacteria-induced crystallization of kaolinite. *Appl. Clay Sci.* **53**(4), 566-571.
- Fomina M., Skorochood I. (2020) Microbial interaction with clay minerals and its environmental and biotechnological implications. *Minerals.* **10**, 861.
- Gadd G., Burford E., Fomina M., Melville K. (2007) Mineral transformations and biogeochemical cycles: A geomycological perspective. In *Fungi in the environment* (Eds. Gadd G., Dyer P., Watkinson S.). Cambridge: Cambridge University Press, 78-111.
- Gadd G.M. (2010) Metals, minerals and microbes: Geomicrobiology and bioremediation. *Microbiology.* **156**, 609-643.
- Gallardo-Moreno A.M., Gonzalez-Martin M.L., Perez-Giraldo C., et al. (2002) The measurement temperature: an important factor relating physicochemical and adhesive properties of yeast cells to biomaterials. *J. Colloid Interf. Sci.* **271**, 351-358.
- Ganesh C.K., Anand S.K. (1998) Significance of microbial biofilms in food industry a review. *Int. J. Food Microbiol.* **42**, 9-27
- Garrett T.R., Bhakoo M., Zhang Z. (2008). Bacterial adhesion and biofilms on surfaces. *Prog. Nat. Sci.: Mater. Int.* **18**(9), 1049-1056.
- Gaylarde P., Gaylarde C. (2004). Deterioration of siliceous stone monuments in Latin America: Microorganisms and mechanisms. *Corros. Rev.* **22**(5-6), 395-416.
- Globa L.I., Gordienko A.S., Garbara S.V., Rotmistrov M.N. (1983) Bacterial interaction with natural Cherkassy palygorskite at different pH values of the medium. *Microbiol. J.* **45**, 22-26.
- Gottenbos B., van der Mei H.C., Busscher H.J. (2000) Initial adhesion and surface growth of *Staphylococcus epidermidis* and *Pseudomonas aeruginosa* on biomedical polymers. *J. Biomed. Mater. Res.* **50**, 208-214
- Grybos M., Billard P., Desobry-Banon S., Michot L.J., Lenain J.F., Mustin C. (2011) Bio-dissolution of colloidal-size clay minerals entrapped in microporous silica gels. *J. Colloid Interface Sci.* **362**(2), 317-324.
- Herrmann L., Anongrak N., Zarei M., Schuler U., Spohrer K. (2007). Factors and processes of gibbsite formation in Northern Thailand. *Catena.* **71**, 279-291.
- Karaguler T., Kahraman H., Tuter M. (2017). Analyzing effects of ELF electromagnetic fields on removing bacterial biofilm. *Biocybern. Biomed. Eng.* **37**(2), 336-340.
- Katsikogianni M., Missirlis Y.F. (2004) Concise review of mechanisms of bacterial adhesion to biomaterials and of techniques used in estimating bacteria-material interactions. *Eur. Cell. Mater.* **8**, 37-57.

- Kawano M., Tomita K. (2001) Microbial biomineralization in weathered volcanic ash deposit and formation of biogenic minerals by experimental incubation. *Am. Mineral.* **86**, 400-410.
- Kirov S.M. (2003) Bacteria that express lateral flagella enable dissection of the multifunctional roles of flagella in pathogenesis. *FEMS Microbiol. Lett.* **224**, 151-159.
- Kompantseva E.I., Naimark E.B., Boeva N.M., Zhukhlisov A.P., Novikov V.M., Nikitina N.S. (2013). Interaction of anoxygenic phototrophic bacteria *Rhodospseudomonas sp.* with kaolinite. *Microbiology.* **82**(3), 316-326.
- Konhauser K.O., Fyfe W.S., Ferris F.G., Beveridge T.J. (1993) Metal sorption and mineral precipitation by bacteria in two Amazonian river systems: Rio Solimoes and Rio Negro, Brazil. *Geology.* **21**, 1103-1106.
- Konhauser K.O., Urrutia M.M. (1999) Bacterial clay authigenesis: a common biogeochemical process. *Chem. Geol.* **161**, 399-413.
- Kumar R., Kumar A. (1999) *Biodeterioration of stone in tropical environments: An overview*. Madison: The J. Paul Getty Trust, 85 p.
- Kurdish I.K., Bega Z.T. (2006) Effect of argillaceous minerals on growth of phosphate-mobilizing bacteria *Bacillus subtilis*. *Appl. Biochem. Microbiol.* **42**, 388-391.
- Li G.L., Zhou C.H., Fiore S., Yu W.H. (2019) Interactions between microorganisms and clay minerals: New insights and broader applications. *Appl. Clay Sci.* **177**, 91-113.
- Linares J., Huertas F. (1971). Kaolinite synthesis at room temperature. *Science.* **171**, 896-897.
- Liu D., Dong H., Wang H., Zhao L. (2015) Low-temperature feldspar and illite formation through bioreduction of Fe(III)-bearing smectite by an alkaliphilic bacterium. *Chem. Geol.* **406**, 25-33.
- Liu W., Xu X., Wu X., Yang Q., Luo Y., Christie P. (2006). Decomposition of silicate minerals by *Bacillus mucilaginosus* in liquid culture. *Environ. Geochem. Health.* **28**(1-2), 133-140.
- Liu Y., Yang S., Xu H. et al. (2004) The influence of cell and substratum surface hydrophobicities on microbial attachment. *J. Biotechnol.* **110**, 251-256.
- Lloyd J.R. (2003) Microbial reduction of metals and radionuclides. *FEMS Microbiol. Rev.* **27**, 411-425.
- Maurice P.A., Vierkorn M.A., Hersman L.E., Fulghum J.E. (2001) Dissolution of well and poorly ordered kaolinites by an aerobic bacterium. *Chem. Geol.* **180**, 81-97.
- Mishra D., Rhee Y.H. (2014) Microbial leaching of metals from solid industrial wastes. *J. Microbiol.* **52**, 1-7.
- Mueller B. (2015) Experimental interactions between clay minerals and bacteria: a review. *Pedosphere.* **25**(6), 799-810.
- Novitzky J.A. (1986) Degradation of dead microbial biomass in a marine sediment. *Appl. Environ. Microbiol.* **52**, 504-509.
- Oulkadi D., Ballandboloubi C., Billard P., Kitzinger G., Parrello D., Mustin C., Banon S. (2014). Interactions of three soil bacteria species with phyllosilicate surfaces in hybrid silica gels. *FEMS Microbiol. Lett.* **354**(1), 37-45.
- Palanisamy N.K., Ferina N., Amirulhusni A.N. et al. (2014) Antibiofilm properties of chemically synthesized silver nanoparticles found against *Pseudomonas aeruginosa*. *J. Nanobiotechnol.* **12**, 2.
- Pasket A., Zhang H., Wang Y., Krzmarzick M., Gustafson J.E., Deng S. (2022) Clay content played a key role governing sorption of ciprofloxacin in soil. *Front. Soil Sci.* **2**:814924.
- Perelomov L., Mandzhieva S., Minkina T., Atroshchenko Y., Perelomova I., Bauer T., Pinsky D., Barakhov A. (2021) The synthesis of organoclays based on clay minerals with different structural expansion capacities. *Minerals.* **11**, 707.
- Pokrovsky O.S., Martinez R., Golubev S., Kompantseva E., Shirokova L. (2008). Adsorption of metals and protons on *Gloeocapsa sp.* cyanobacteria: a surface speciation approach. *Appl. Geochem.* **23**, 2574-2588.
- Ransom B., Bennett R.H., Baerwald R., Hulbert M.H., Burkett P.J. (1999) In situ conditions and interactions between microbes and minerals in fine-grained marine sediments: A TEM microfabric perspective. *Am. Mineral.* **84**, 183-192.
- Sand W., Bock E. (1991) Biodeterioration of mineral materials by microorganisms: Biogenic sulphuric and nitric-acid corrosion of concrete and natural stone. *Geomicrobiol. J.* **9**, 129-138.
- Schippers A., Jozsa P.G., Sand W. (1996) Sulfur chemistry in bacterial leaching of pyrite. *Appl. Environ. Microbiol.* **62**, 3424-3431
- Stotzky G. (1986) Influence of soil mineral colloids on metabolic processes, growth, adhesion, and ecology of microbes and viruses. In *Interactions of Soil Minerals with Natural Organics and Microbes* (Eds. Huang P.M., Schnitzer M.). Madison: Soil Science Society of America, 305-428.
- Tazaki K. (2005) Microbial formation of a halloysite-like mineral. *Clays Clay Miner.* **53**, 224-233.
- Uroz S., Calvaruso C., Turpault M.P., Sarniguet A., De Boer W., Leveau J.H.J., Frey-Klett P. (2009) Efficient mineral weathering is a distinctive functional trait of the bacterial genus *Collimonas*. *Soil Biol. Biochem.* **41**(10), 2178-2186.
- Van Loosdrecht M.C.M., Lyklema J., Norde W., Zehnder A.J.B. (1990) influence of interfaces on microbial activity. *Microbiol. Rev.* **54**(1), 75-87.
- Verwey E.J. (1947) Theory of the stability of lyophobic colloids. *J. Phys. Colloid. Chem.* **51**(3), 631-636.
- Vieira M.J., Melo L.F. (1995) Effect of clay particles on the behaviour of biofilms formed by *Pseudomonas fluorescens*. *Water Sci. Technol.* **32**(8).
- Wu L., Jacobson A.D., Chen H.C., Hausner M. (2008). Characterization of elemental release during microbe-basalt interactions at  $T = 28^{\circ}\text{C}$ . *Geochim. Cosmochim. Acta.* **71**(9), 2224-2239.
- Xiao B., Lian B., Sun L., Shao W. (2012) Gene transcription response to weathering of K-bearing minerals by *Aspergillus fumigatus*. *Chem. Geol.* **306-307**, 1-9.

## МОРФОГЕНЕТИЧЕСКИЕ АНОМАЛИИ БРИОБИОНТОВ В УСЛОВИЯХ ГЕОХИМИЧЕСКИ КОНТРАСТНОЙ СРЕДЫ ДОНБАССА

© 2023 г. А. И. Сафонов<sup>а</sup>, \*, А. С. Алемасова<sup>а</sup>, И. И. Зиньковская<sup>б</sup>, \*\*,  
К. Н. Вергель<sup>б</sup>, Н. С. Юшин<sup>б</sup>, А. В. Кравцова<sup>б</sup>, О. Чалигава<sup>б</sup>

<sup>а</sup>Донецкий государственный университет, ул. Университетская, 24, Донецк, 283000 Россия

<sup>б</sup>Объединенный институт ядерных исследований, ул. Жолио-Кюри, д. 6, Дубна, 141980 Россия

\*e-mail: andrey\_safonov@mail.ru

\*\*e-mail: inga@jinr.ru

Поступила в редакцию 19.03.2023 г.

После доработки 05.04.2023 г.

Принята к публикации 08.04.2023 г.

Территория современного центрального Донбасса представлена в качестве экспериментальной площадки для реализации программы ингредиентного биомониторинга. Мохообразные были трансплантированы и экспонированы в геолокалитеты непосредственного импакта предприятий угольно-добывающего и перерабатывающего комплексов, металлургической и химической промышленности, рудеральных и селитебных экотопов. Для бриобионтов с широкой амплитудой устойчивости к техногенному загрязнению (*Amblystegium subtile* (Hedw.) Schimp., *Brachythecium camp-estire* (Muell. Hal.) Schimp., *Bryum argenteum* Hedw., *Bryum caespiticium* Hedw., *Bryum capillare* Hedw., *Ceratodon purpureus* (Hedw.) Brid и *Pylaisia polyantha* (Hedw.) Schimp.) выбраны следующие критерии антропоустойчивости: 1) по функции накопления элементов, 2) по способности аккумулировать специфические загрязнители, 3) по структурно-функциональным реакциям и проявлению нетипичного морфогенеза (тератогенеза) растительных организмов и 4) смещения характеристик стратегии выживания видов в условиях глубокой трансформации ландшафтных систем Донбасса. Установлены особенности накопления Na, Mg, Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Sc, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Br, Rb, Sr, Zr, Mo, Cd, Sb, I, Cs, Ba, La, Ce, Nd, Sm, Eu, Tb, Dy, Yb, Hf, Ta, W, Hg, Pb, Th, U в образцах растений-индикаторов, используемых в качестве сезонных фитотест-мониторов для оценки загрязнения природных сред. При радикальном нарушении геохимических циклов в системах жизнеобеспечения растений зафиксированы случаи специфических хлорозов и некрозов точечной локализации, гипо- и гипергенезии и деформации, а также фасциации, пролификации, дистопии, олигомеризации вегетативных органов, особенностей развития отдельных групп клеток в составе покровных и конформационных тканей листового аппарата бриобионтов. Выявленные аномалии являются фитоиндикационной характеристикой при проведении экспресс-анализа уровня техногенного напряжения в полевой диагностике. Рассчитаны коэффициенты биологического поглощения и техногенной концентрации элементов в биосубстратах при оценке геохимической контрастности среды. Выделена эктопическая разница в накопительной способности бриобионтами для отдельных элементов или их ассоциативных групп. Связанная с этим морфогенетическая гетерогенность структур и элементного состава растений является частным случаем соответствия полученных данных идеям В.И. Вернадского о концентрационной, информационной и средообразующей функциях живого вещества.

**Ключевые слова:** техногенное загрязнение, фитоиндикационный мониторинг, мохообразные, донецкий регион, нейтронный активационный анализ, атомно-абсорбционный анализ, металлургия

**DOI:** 10.31857/S0016752523100114, **EDN:** NURQVW

### ВВЕДЕНИЕ

Для региона, где осуществляется интенсивная работа промышленных предприятий, которая сопровождается выбросами с последующим загрязнением, обязательным является проведение экологического мониторинга (Ермаков и др., 2020; Орехунova et al., 2017; Peng et al., 2018; Pashentsev et al., 2019; Xu et al., 2021; Yepintsev et al., 2019).

В большинстве случаев оценка геохимической активности в ландшафтах опирается на сведения об ингредиентном составе природных сред (Ермаков, 2017; Shahid et al., 2013; Опекунов и др., 2021; Shekoyan et al., 2020), в том числе в растениях (Kabata-Pendias, Pendias, 2001; Трубина и др., 2014; Khiem, 2020). Токсикологическое заключение является информативным, если проанализи-

рован процесс накопления большого количества элементов, или хотя бы основных загрязнителей в биологических структурах (Уфимцева, 2015; Bayouli et al., 2021; Bidleman et al., 2015; Chung et al., 2014). Это позволяет установить причинно-следственные связи между концентрациями приоритетных загрязнителей и их физиологическими эффектами по реакции на живые объекты (Ермаков и др., 2018; Опекунова, 2016; Zaghoul et al., 2020; Луговская и др., 2018).

Мохообразные представляют собой специфическую группу растений, которые часто используются в программах оценки загрязнения воздуха (Quyet et al., 2021; Koroleva et al., 2020; Shi et al., 2017; Kozlova et al., 2022; Frontasyeva et al., 2020; Hristozova et al., 2020; Świsłowski, 2022), что связано с их особенностями строения и спецификой поглощения элементов с осадками и вовлекаемыми в биогенный оборот элементами техногенной пыли (Ah-Peng, 2017; Decker, Reski, 2020; Longton, 1988; Spangler, 2021; Rimac et al., 2022; Vergel et al., 2020).

Территория современного Донбасса в геохимическом отношении изучена мало. Геохимические процессы, связанные с формированием антропогенных аномалий локального типа, находятся в прямой зависимости от угледобывающей деятельности и металлургической промышленности (Государственный..., 2023; Гамов и др., 2016), что также представляет собой актуальную проблему в глобальном масштабе (Bian et al., 2020; Hancock et al., 2020; Massante, 2015; Su et al., 2020; Yuan et al., 2021). Существуют только отрывочные данные, по которым можно косвенно установить фоновые концентрации отдельных элементов в природных средах (преимущественно в почве) и показатели промышленного импакта (Тимофеев и др., 1996; Глухов и др., 2006). Установлены высокий уровень антропогенного воздействия и техногенная гетерогенность Донбасса (Государственный..., 2023; Sergeeva et al., 2021; Алемасова, Сафонов, 2022), что объясняет геохимическую контрастность региона.

В условиях производственного риска и опасности для регулярных геолого-почвенных исследований в Северном Приазовье с 2014 г. осуществление активного мониторинга с помощью растений является единственной возможностью проведения полномасштабного эксперимента на всей доступной территории (Авраимова, Сафонов, 2023; Сафонов, Глухов, 2021). Поэтому анализ геохимических данных по растениям-индикаторам в антропогенно трансформированных ландшафтах Донбасса рассматривается в качестве актуальной научно-прикладной задачи по их диагностике.

Учение В.И. Вернадского о биосфере – фундаментальная разработка, определяющая систему

реализации процессов жизни (Вернадский, 1991; Вернадский, 2001; Янин, 2022). При непосредственном изучении концентрационной, информационной и средообразующей функций живого вещества на примере конкретных регионов создается возможность оценки местности для дальнейшего внедрения оптимизационных мероприятий. Реализуемый в Донбассе индикационный эксперимент с использованием мохообразных (Зиньковская и др., 2022; Sergeeva et al., 2021; Safonov, Glukhov, 2021) основывается на методологии и понимании В.И. Вернадским указанных функций биосферы и сопряженных процессов, обуславливающих биогеохимические процессы в промышленном регионе.

## ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Из перечня фитомониторинговых стационаров 113-компонентной наблюдательной сети в Центральном Донбассе выбраны 24 геохимически контрастных локалитета, в которых осуществляли выращивание мхов (рис. 1).

Пробные площади были дифференцированы по способу эксплуатации экотопов: техногенного, селитебного и рекреационно-буферного назначения.

Первая категория мониторинговых точек включает объекты промышленной инфраструктуры, территории непосредственного воздействия предприятий-загрязнителей, участки глыбокой трансформации ландшафтов (отвалы породы угольных шахт), стационарные источники выбросов системы теплоснабжения: **1** – завод металлургического машиностроения (г. Дебальцево), Углегорская ТЭС, **4** – пгт Корсунь, территория импакта Енакиевского металлургического комбината, **5** – г. Енакиево, селитебно-промышленный конгломерат, **13** – импакт металлургического завода; **15** – Зуевская ТЭС, энергомеханический завод (г. ЗугрЭС); **17** – район шахты Запорева (г. Донецк), **19** – Ленинский район г. Донецка (предприятия горно-металлургической промышленности), **20** – Кировский район (предприятия горнодобывающей и перерабатывающей промышленности).

Селитебно-бытовые экотопы характерны для следующих учётных площадок: **11** – п. Пески Ясиноватской агломерации, **12** – п. Спартак Ясиноватской агломерации, **14** – г. Макеевка (Центрального городского район), **16** – г. Иловайск, включая железнодорожную развязку, **22** – г. Моспино, **24** – Пролетарский район г. Донецка.

Категория экотопов рекреационно-буферного назначения рассмотрена в качестве квазиприродных геосистем: **2** – система прудов г. Горловки, **3** – пгт Пантелеймоновка Горловско-Енакиевской агломерации, **6** – г. Шахтерск Торезской агломе-

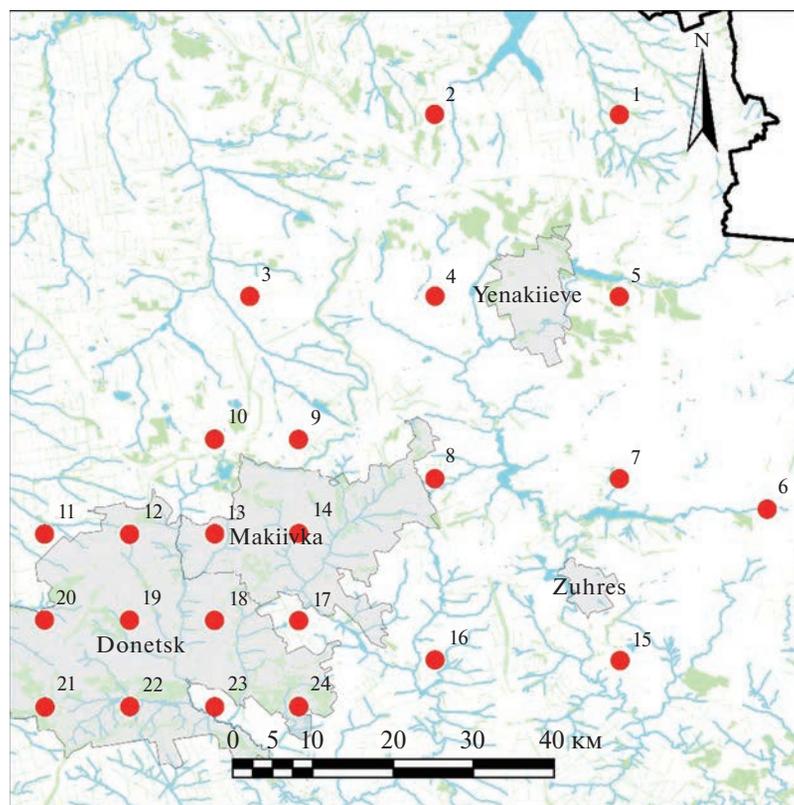


Рис. 1. Учетные площадки экспонирования образцов мхов в центральном Донбассе.

рации, 7 – пгт Зуевка (Зуевский ландшафтный парк), 8 – г. Харцызск, 9 – пгт Ясиновка Макеевской агломерации, 10 – парковые территории г. Ясиноватая, 18 – Куйбышевский район г. Донецка (Красный Пахарь), 21 – Петровский район г. Донецка (зона рекреации), 23 – п. Авдотьино Донецкой агломерации.

Первичные образцы для трансплантации и экспонирования бриобионтов *Amblystegium subtile* (Hedw.) Schimp., *Brachythecium campestre* (Muell. Hal.) Schimp., *Bryum argenteum* Hedw., *Bryum caespiticium* Hedw., *Bryum capillare* Hedw., *Ceratodon purpureus* (Hedw.) Brid и *Pylaisia polyantha* (Hedw.) Schimp. были получены в буферной территории Ландшафтного природного парка “Донецкий Кряж”, являющегося объектом государственного природно-заповедного значения. Видовое разнообразие мохообразных в конкретных участках мониторинговой сети проанализировано в предыдущей работе (Сафонов, Морозова, 2021).

Опыт проведен в четыре этапа: 1) подготовка образцов и их трансплантация в конкретный геолокалитет для выращивания (2-я декада ноября, 2018 г.); 2) 6-месячное экспонирование образцов в 5-кратной повторяемости методом конверта в учетных площадках и сбор приростов гаметофитов за время нахождения их на новом месте (2-я декада мая, 2019 г.); 3) анатомо-морфологическая оцен-

ка собранного ботанического материала – выявление аномалий, тератных новообразований и структурной разницы в строении трансплантируемых растений в разных учетных площадках; 4) лабораторная работа по установлению элементного состава в приростах бриобионта-индикатора. Указанный период полевого эксперимента связан с наиболее благоприятным климатическим сезоном для экспонирования мхов в степной зоне Восточной Европы (Erdős et al., 2018; Zanatta et al., 2020) для сохранения интенсивности прироста гаметофитов. 2018–2019 гг. на перспективу рассматриваются в качестве реперного отрезка времени стагнации тяжелой промышленности в регионе (Государственный..., 2023), что позволит в дальнейшем оценивать полученный материал по ингредиентному мониторингу как следствие сформировавшихся геохимических провинций.

Учитывая специфику эксперимента и отсутствие актуальных данных о фоновых геохимических показателях, основное сравнение в системе “опыт–контроль” проведено в ранжированном тренде техногенной нагрузки. В случае выявления структурных аномалий (терат) или морфогенетически функциональных отклонений строения растений в первый полевой период сбора растений ботанико-экологическая часть эксперимента была про-

ведена повторно в те же сезоны 2020–2021 гг. Тератологическая идентификация образцов осуществлялась в соответствии с терминологией, описанной ранее для цветковых растений (Сафонов, 2019; Safonov, 2022). Фитоматериал был проанализирован в контексте избыточных концентраций отдельных элементов при выявлении признаков полевой экспресс-диагностики жизненного состояния растения: анатомо-морфологические показатели, некротические проявления, структурно-функциональные отклонения от нормы по пигментации.

Основным методом определения элементного состава в образцах бриобионтов является нейтронный активационный анализ (НАА) на установке РЕГАТА импульсного быстрого реактора ИБР-2 ЛНФ Объединенного института ядерных исследований, г. Дубна (Zinicovscaia et al., 2021). Особенности аналитического контроля с помощью атомно-абсорбционного метода на приборе Сатурн-3 описаны ранее (Алемасова, Сафонов, 2022), установлены в аттестованной лаборатории кафедры аналитической химии Донецкого национального университета. Получены сведения об экотопической разнице в приростах бриобионтов следующих элементов: Na, Mg, Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Sc, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Br, Rb, Sr, Zr, Mo, Cd, Sb, I, Cs, Ba, La, Ce, Nd, Sm, Eu, Tb, Dy, Yb, Hf, Ta, W, Hg, Pb, Th, U.

Для выявления возможных источников и причин загрязнения окружающей среды определенными элементами применяли метод главных компонент, который в отличие от корреляционного анализа, устанавливающего парные корреляции, позволяет выявлять зависимости между группами элементов, характеризующие тот или иной источник (причину) превышения концентраций.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

### *Ингредиентный мониторинг, элементный состав бриобионтов*

Были составлены три ряда ранжированных последовательностей средневзвешенных значений по содержанию (мг/кг) анализируемых элементов в индикаторном бриобионте. Выбор характерных участков в таком аспекте был основан на особенностях разного целевого использования эко-топа и, соответственно, техногенной нагрузки.

Рекреационная территория п. Авдотьино (точка 23, рис. 1) характеризуется следующей закономерностью в порядке убывания концентраций (мг/кг) элементов: Si (37000) > Ca (14000) > Fe (8700) > K (8100) > Al (7300) > Mg (4200) > Na (3050) > Cl (780) > Ti (410) > Mn (204) > Sr (140) > Ba (121) > Zn (101) > P (52) > Cr (40) > Zr (39) > S (27) > Rb (19) > Ni (13.8) > V (12.8) >

> Ce (12.6) > Nd (12.2) > Br (12) > La (6.3) > Cu (5) > I (4.4) > As (3.21) > Co (3.2) > Sc (2.36) > Mo (2.1) > Th (1.98) > Pb (1.7) > Sm (1.29) > Cs (1.17) > Sb (1) > Hf (0.86) = U (0.86) > W (0.6) > Dy (0.57) > Se (0.56) > Yb (0.52) > Cd (0.39) > Eu (0.225) > Ta (0.169) > Tb (0.167) > Hg (0.07). Установить, соответствуют ли такие показатели естественно-му геохимическому фону в регионе на сегодня, не представляется возможным, поскольку актуальных данных в этом направлении не существует. Поэтому такие результаты представляют собой первичную геохимическую характеристику для территории центрального Донбасса в связи с уровнем антропогенной деятельности именно 2018–2019 гг. Поскольку сама специфика эксперимента (прирост за 6 месяцев новых гаметофитов мохообразных) позволяет связать эти значения с загрязнением воздуха в конкретном локалитете именно в этот период.

Учётная площадка в п. Спартак (точка 12, рис. 1) характеризуется следующим ранжированным рядом содержания элементов (мг/кг) в приросте бриобионтов: Si (169000) > Fe (51000) > Al (32000) > Ca (16500) > K (12600) > Mg (10900) > Na (4400) > Ti (2020) > Mn (740) > Ba (460) > P (305) > Cl (270) > Zn (253) > Zr (160) > Cr (143) > Sr (141) > S (70) > Rb (64) > Ni (57) > V (50) > Ce (43) > Cu (35) > La (22.4) > Nd (22) > As (16.2) > Mo (15.7) > Th (15.1) > Co (11.2) > Pb (11) > Br (9.5) > Sc (7.16) > Sb (4.4) > Sm (4) > I (3.9) > Cs (3.82) > Hf (3.6) > U (2.82) > Dy (2.8) > W (2) > Cd (1.85) > Yb (1.58) > Hg (0.8) > Se (0.73) > Eu (0.68) > Ta (0.63) > Tb (0.511). В этом случае значения средних концентраций существенным образом преобразуются в увеличении доли технофильных элементов, что согласуется с большим воздействием на природные системы антропогенного фактора по сравнению с участком рекреационной зоны.

Установившиеся тенденции увеличения доли Fe, Al, Mg, Ti, Mn, Zn, Pb, Cd и Hg в общем минеральном составе растения-индикатора сохраняются для модельного участка техногенного эко-топа (точка 13, рис. 1) в зоне влияния металлургического комбината, сказываются и долгосрочные эффекты загрязнения элементами (мг/кг), входящими в состав выбросов производства: Si (158000) > Fe (72000) > Al (38400) > Ca (38000) > Mg (16700) > K (9300) > Na (4100) > Ti (2350) > Mn (1290) > Zn (670) > Cl (580) > Ba (540) > P (447) > Cr (235) > Sr (180) > Zr (160) > S (116) > Ni (90) > V (70) > Cu (69) > Rb (53) > Ce (33) > Mo (29.3) > Nd (24) > La (19.5) > Pb (19) > As (14.3) > Co (12.7) > Br (9.6) > W (8.6) > Sb (7.6) > Sc (7.07) > Th (6) > I (5.5) > Cd (3.9) > Sm (3.6) > Cs (3.54) > Hf (3.5) > Dy (3.3) > U (2.88) > Se (2.26) > Hg (2.13) > Yb (1.44) > Eu (0.72) > Ta (0.65) > Tb (0.468). Информация такого содержания позволяет проследить закономерности

в ряду увеличения доли технофильных элементов, что также доказывает информативность метода биомониторинга по признакам накопления в фитосубстратах.

При сравнении содержания элементов в опытных и контрольных образцах (численное соотношение данных) были установлены по два коэффициента накопления:

1) для урбанизированных участков (рудеральные и селитебные экотопы) и

2) на территориях непосредственного влияния предприятий угольно-добывающего и перерабатывающего комплексов, металлургической и химической промышленности.

Получены следующие результаты по коэффициентам накопления в ряду диапазона установленных концентраций (мг/кг): Na (3.2 и 4.8), Mg (2.8 и 4.4), Al (3.7 и 5.3), Si (3.6 и 4.2), P (2.3 и 16.2), S (1.4 и 3.9), Cl (3.1 и 5.5), K (2.5 и 3.2), Ca (3.5 и 4.6), Sc (3.6 и 4.5), Ti (5.2 и 5.7), V (4.9 и 6.3), Cr (4.6 и 8.9), Mn (4.5 и 7.2), Fe (12.2 и 12.5), Co (3.7 и 4.6), Ni (3.1 и 6.5), Cu (6.6 и 13.1), Zn (5.4 и 10.2), As (6.8 и 8.9), Se (3.8 и 8.3), Br (1.7 и 2.4), Rb (3.4 и 4.5), Sr (2.4 и 3.1), Zr (4.2 и 8.2), Mo (4.5 и 9.9), Cd (2.1 и 10.7), Sb (2.6 и 21.7), I (1.9 и 4.0), Cs (3.4 и 3.9), Ba (7.1 и 14.7), La (4.4 и 6.0), Ce (5.2 и 6.8), Nd (2.3 и 2.7), Sm (3.4 и 5.7), Eu (3.9 и 4.5), Tb (3.5 и 4.5), Dy (4.6 и 5.8), Yb (3.4 и 3.7), Hf (6.8 и 9.3), Ta (3.1 и 7.7), W (8.7 и 14.3), Hg (2.9 и 12.4), Pb (4.4 и 11.0), Th (5.4 и 7.9), U (3.9 и 4.3).

Следовательно, при интенсификации антропогенной нагрузки в биоматериале резко возрастает доля неорганической составляющей, которая концентрируется в клетках и тканях растительного организма, попадая в него с водными осадками в разном агрегатном состоянии и при осаждении пылевых частиц загрязненного воздуха. Такой техногенный импакт отражается на всех процессах жизнеобеспечения бриобионтов и имеет неоднозначную разнонаправленную форму воздействия, что проявляется в гипер-, гипофункциях отдельных органов и тканей, а также может являться причиной аномальных новообразований в растении.

В системе монофакторного анализа подготовлен картографический материал, отражающий специфику загрязнения приземного слоя атмосферы по показателям накопления некоторых технофильных элементов в активном биосубстрате экспонированных бриобионтов (рис. 2).

Визуализация данных в соответствии с четырьмя диапазонами варьирования всего ряда концентраций для отдельных элементов доказывает геохимическую контрастность среды Донбасса, обусловленную интенсивностью антропогенного фактора. Также выделяется территориальная специфичность в загрязнении, что, по видимому, связано с воздействием разных источ-

ников загрязнения. Поскольку индикаторные бриобионты не являются объектом сельскохозяйственной деятельности и сопряжены с процессами загрязнения воздуха, то анализировать результаты в отношении предельно-допустимых концентраций элементов в растениях для данного примера нецелесообразно. Эксперимент также доказывает активную вовлеченность токсичных элементов в биогеохимические циклы, позволяет констатировать существенную роль мохообразных в функциональной оптимизации не только путем занятия пустующих экологических ниш при первичном сукцессионном освоении нео-ландшафтов (например, отвалы угольных шахт, шламонакопители, места складирования особо опасных отходов), но и в качестве компонентов ценоза, уменьшающего поверхностные эрозионные процессы вследствие задернения участков открытых поверхностей. Описанные процессы, безусловно, являются иллюстративным примером биогенной миграции атомов как единичного аспекта учения В.И. Вернадского о биосфере (Вернадский, 1991; Вернадский, 2001), что также согласуется с работами других авторов (Вояницкий, 2013; Ермаков и др., 2009; Уфимцева, 2015; Калинина, 2022; Boch et al., 2018; Opekunona, 2017; Shi et al., 2017).

Метод главных компонент позволил установить степень корреляционных связей в сопутствующем ингредиентном загрязнении окружающей среды группами элементов. Для проведения анализа элементы были разделены на две группы. Первая группа элементов включила в себя Na, Si, Cl, K, Ca, Sc, Ti, Se, Br, Rb, I, Ba, Ce, Nd, Eu, Tb, Dy, Yb, Hf, Ta, W, Th, U. Для этой группы было выделено несколько ассоциаций элементов (рис. 3а).

Все переменные, спроецированные близко к началу координат, считаются маловажными (Cl, I, W). В то время как короткие расстояния между переменными указывают на тесную корреляцию между элементами. Таким образом, были выделены три ассоциации элементов. Первый компонент включил в себя Na–Se–Rb–Ce–Nd–Eu–Tb–Yb–Hf, а второй Si–Sc–Dy. Оба компонента включают ассоциации редкоземельных элементов и элементов основных почвообразующих минералов, их источником можно считать пыль природного и антропогенного происхождения (транспорт, добыча и переработка угля). Третий компонент включил в себя Br–Ba–K, источниками которых могут быть сжигание топлива, производство удобрений и пестицидов (Bidleman et al., 2015; Peng et al., 2021).

Во вторую группу преимущественно технофильных элементов вошли: Mg, Al, P, S, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Sr, Zr, Mo, Cd, Sb, Cs, La, Sm, Hg, Pb (рис. 3б). Для данной группы также были три ассоциации элементов. Первый компонент включил в себя V–Mn–Fe, источниками

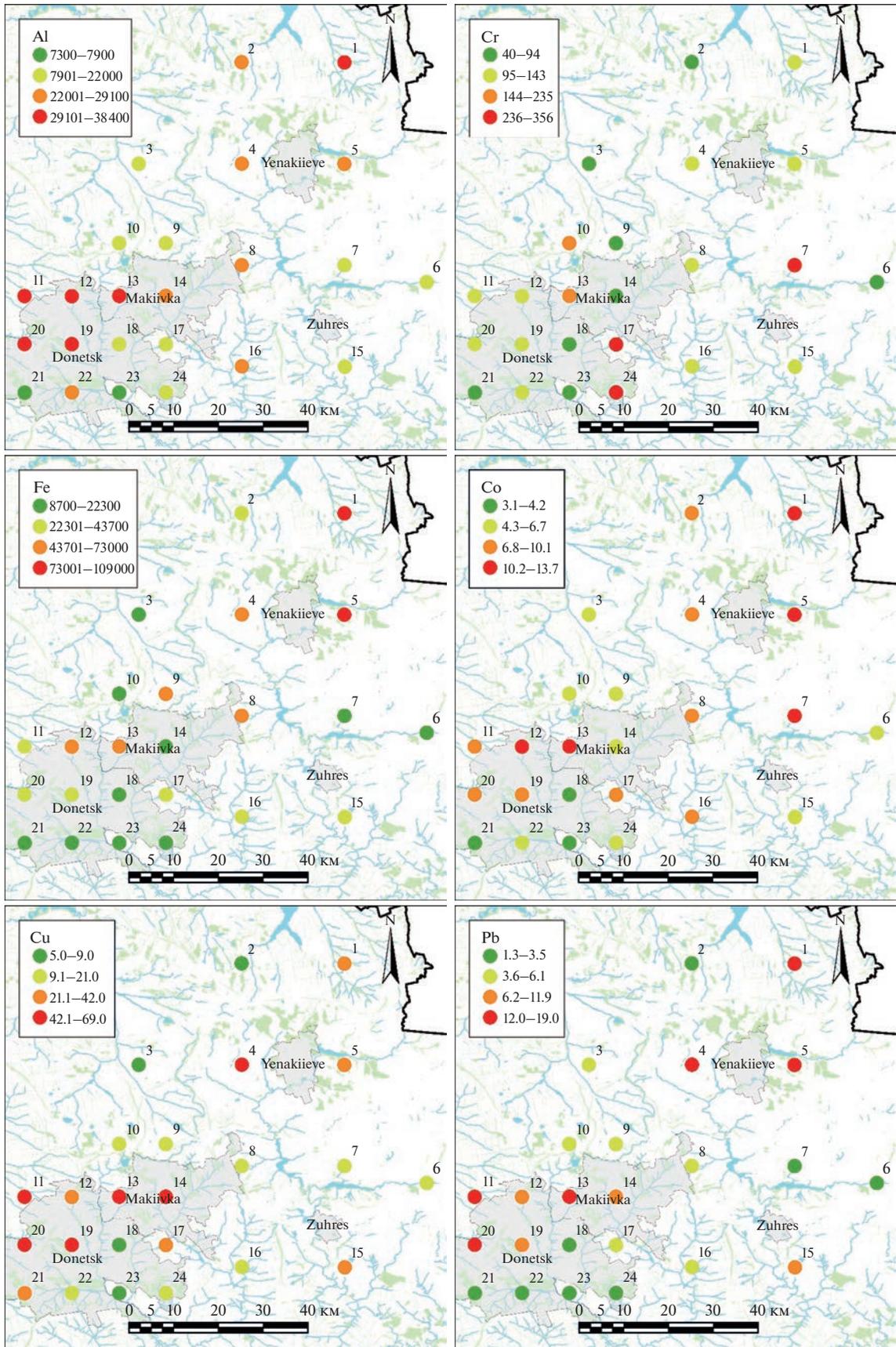


Рис. 2. Содержание Al (а), Cr (б), Fe (в), Co (г), Cu (д) и Pb (е), мг/кг в экспонированных мохообразных.

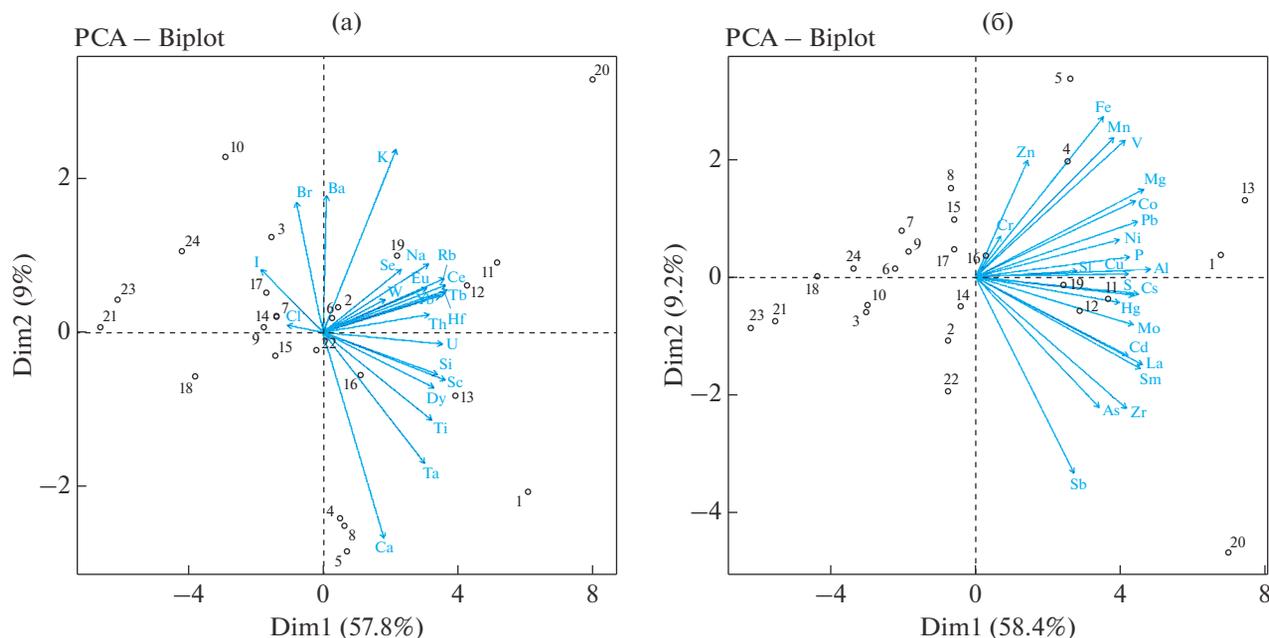


Рис. 3. Ординация элементов, определенных в пробах бриобионтов на плоскости двух первых главных компонент.

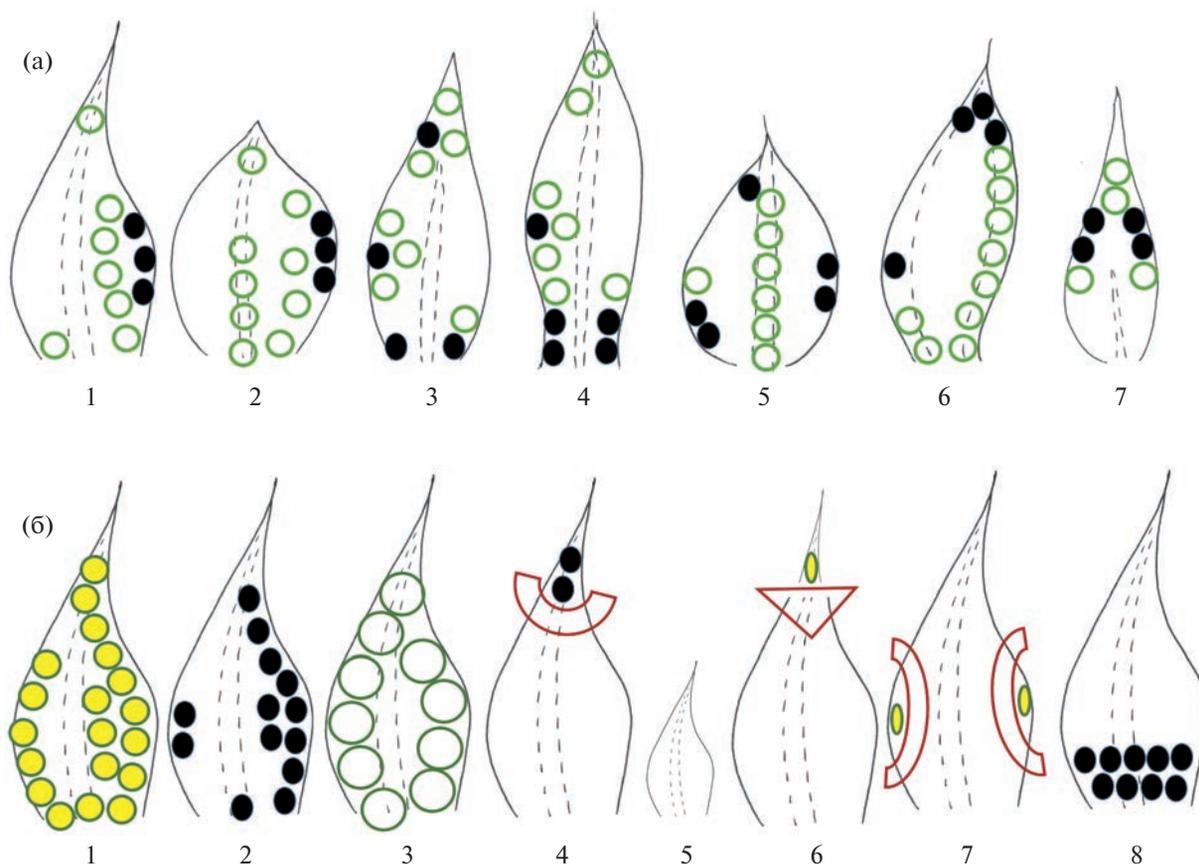
которых можно считать металлургические предприятия. Второй компонент включил Mg–Al–P–S–Co–Ni–Cu–Sr–Mo–Cd–Cs–La–Sm–Hg–Pb, источниками которых может быть добыча и переработка угля (Su et al., 2020). В третий компонент вошли As–Zr–Sb, для которых возможны несколько источников происхождения: сжигание угля, производство удобрений и дорожная пыль (Shahid et al., 2013; Chung et al., 2014). Полученные результаты иллюстрируют процессы сопряженного поступления технофильных элементов в окружающую среду в зависимости от специфики антропогенной деятельности в регионе.

**Фитоиндикационный  
структурно-функциональный мониторинг.  
Аномалии строения бриобионтов.  
Стратегии выживания видов**

При доказательстве выбора *Ceratodon purpureus* в качестве модельного вида в учетных площадках были также размещены и другие виды мохообразных, которые в большинстве случаев не выдержали нагрузки токсичной среды даже в благоприятный макроклиматический период своего зимне-весеннего развития (по фактору увлажнения воздуха в регионе), поэтому экспериментально установлено не только биоиндикационное значение вида по концентрационным параметрам при выявлении экотопической разницы, но и отмечен высокий уровень толерантности вида к условиям неспецифического стресса в ландшафтных системах центрального Донбасса.

В эксперименте по трансплантации мохообразных были задействованы образцы следующих видов с указанием выживаемости в точках мониторинговой сети: *Ceratodon purpureus* (100%), *Bryum argenteum* (92), *Brachythecium campestre* (83), *Bryum caespiticium* (79), *Bryum capillare* (71), *Pylaisia polyantha* (63) и *Amblystegium subtile* (54). Гаметофиты перемещённых тест-растений проявляли интенсификацию ростовых процессов на 20–25 день после пересадки. Заметное торможение роста, а затем появление адаптивного прироста позволили анатомо-морфологически обособить участок растения, который сформировался именно в учётной площадке. Поскольку мохообразные способны поглощать вещества всей надземной поверхностью тела, то элементный состав в образовавшихся за период экспозиции частях растений и считается информационно-индикаторным критерием в оценке качества воздушной среды (Khiem, 2020; Ah-Htng et al., 2017; Boch et al., 2018; Koroleva et al., 2020; Quyet et al., 2021). Вовлеченные в биогеохимический цикл элементы окружающей среды (преимущественно техногенного происхождения) являются стрессовым фактором для растений в процессе их интродукционного испытания (Kabata-Pendias, Pendias, 2001; Kozlova et al., 2022), поэтому проявляются соответствующие компенсаторные механизмы выживания каждой особи в отдельности; эти признаки специфичны для разных видов и рассмотрены в качестве индикаторных.

Весь диапазон ответных структурных реакций бриобионта на техногенное загрязнение был условно разделен на две группы функциональных



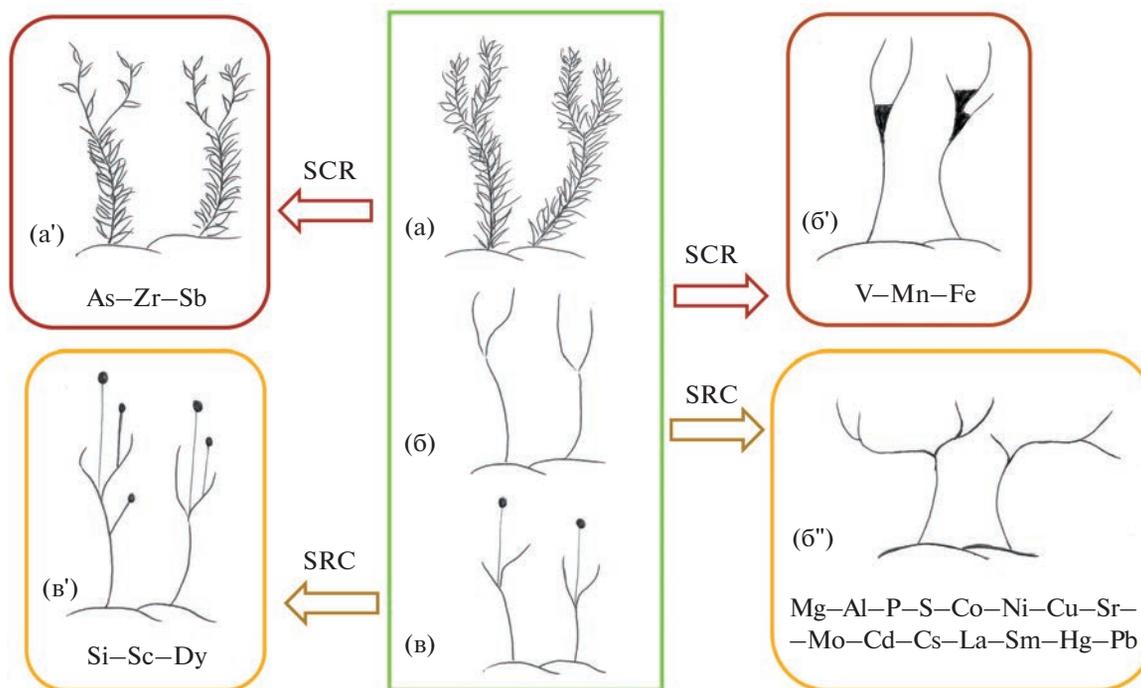
**Рис. 4.** Морфогенетические модификации листа бриобионтов в условиях экспонирования в Донбассе: (а) – межвидовая разница в образовании хлорозов и некрозов *Ceratodon purpureus* (1), *Bryum argenteum* (2), *Brachythecium campestre* (3), *Bryum caespiticium* (4), *Bryum capillare* (5), *Pylaisia polyantha* (6) и *Amblystegium subtile* (7); (б) – варианты специфических модификаций при пороговом накоплении элементов (пояснение в тексте).

преобразований: 1) общие-неспецифические – функциональные, например, хлорозы, некрозы и 2) дискретно-специфические, эндемично проявляющиеся только при конкретной комбинации загрязняющих элементов или монодоминантном загрязнении.

Выделено 8 общих-неспецифических структурно-функциональных реакций бриобионтов-индикаторов (рис. 4) в проведенном эксперименте: хлороз (более 40% площади листовой поверхности) проявлялся при концентрации следующих элементов: Na > 2700 мг/кг, Mn > 800 мг/кг, Zn > 500 мг/кг в растениях (рис. 4б, 1); некротические образования (более 20% площади листовой поверхности) при концентрации K > 15000 мг/кг, Co > 10 мг/кг, Sb > 2.5 мг/кг, Cu > 30 мг/кг, Cd > 1.5 мг/кг (рис. 4б, 2); бесхлорофилльные листья (рис. 4б, 3) при Cl > 500 мг/кг, Zn > 600 мг/кг, Nd > 24 мг/кг, P > 210 мг/кг; краевой некроз верхушки листа (рис. 4б, 4) – Mg > 10000 мг/кг, Ni > 45 мг/кг, Eu > 0.7 мг/кг; частая гипогенезия листа (рис. 4б, 5) – Cr > 230 мг/кг, Sr > 180 мг/кг; скручивание верхушки (рис. 4б, 6) – Na > 2800 мг/кг,

Co > 11 мг/кг, Zr > 150 мг/кг, Mo > 1.5 мг/кг; скручивание боковых частей листа (рис. 4б, 7) – Mn > 900 мг/кг, La > 20 мг/кг; локальные хлорозы у основания листа (рис. 4б, 8) – Fe > 72000 мг/кг, Hf > 4 мг/кг. В перечне установленных пороговых концентраций некоторых элементов приведены примеры доказанных эффектов при морфоструктурном учете образцов. Большинство элементов ассоциированы в группы совместного загрязнения, поэтому подход выделения пороговой концентрации для конкретного элемента-загрязнителя, как правило, сопряжен с характеристиками высоких концентраций сопутствующих ему элементов.

Установлено, что проявление хлорозов и некрозов для листа бриобионтов является видоспецифическим (рис. 4а). Этот критерий можно рассматривать как элемент проведения полевой экспресс-диагностики для тех видов растений, которые встречаются в местах предполагаемой геохимической провинции, в том числе техногенного происхождения, что актуально для территории Донбасса. Из общих закономерностей форми-



**Рис. 5.** Трансформация жизненных стратегий *Ceratodon purpureus* в условиях геохимического контраста: (а) – фенотипическая норма, (б) – схема типичного габитуса, (в) – схема в стадии спорофита (норма), (а') – олигомеризация индикаторного прироста, (б') – барьерная фасциация осей гаметофита, (б'') – дистопия архитектоники гаметофита, (в') – нетипичная пролификация спорофита (патология); SCR – тенденции проявления пациентных стратегий; SRC – реализация эксплорентных стратегий.

рования некротических пятен и мест деградации хлорофилла подтверждено, что лист ассиметричного строения уязвим в первую очередь в большей по размеру доле. Этот факт существенным образом доказывает большую физиологическую значимость центральной части листа и объясняет возможную асимметрию в условиях неспецифического стресса.

Среди локально-эндемичных и проявляющихся в качестве дискретно специфических структурных реакций бриобионта отмечены следующие 8 вариантов: фасциации осей гаметофита при  $Sc > 7$  мг/кг,  $U > 3$  мг/кг; прозенхимизация клеток вдоль центральной жилки листа –  $As > 27$  мг/кг,  $Se > 45$  мг/кг; трансформация скульптуры адаксиальной поверхности листа –  $Ti > 2000$  мг/кг,  $Cd > 3$  мг/кг,  $Hg > 4.5$  мг/кг; дистопия элементов гаметофита в общей архитектонике прироста –  $Se > 2$  мг/кг, единичные изгибы центральной жилки листа –  $Al > 27000$  мг/кг,  $Ta > 1$  мг/кг,  $Th > 11$  мг/кг,  $Cu > 55$  мг/кг; олигомеризация листочков при деструкции по жилкованию –  $Ni > 85$  мг/кг,  $Hg > 5$  мг/кг; нетипичная гетерогенность паренхимных клеток по соотношению размеров –  $V > 70$  мг/кг,  $Sc > 3.5$  мг/кг; нетипичная пролификация спорофита –  $Rb > 60$  мг/кг,  $Dy > 3$  мг/кг,  $W > 5$  мг/кг. Такие специфические новообразования условно разделены на два пути проявления:

по клеточным структурам поверхности листа и покровных тканей, а также в отношении габитусальных трансформаций (изменения внешнего вида, архитектоники), что проявляется как для гаметофита, так и для спорофита бриобионта.

В эколого-ботанической литературе вопрос жизненных стратегий мохообразных обсуждается, как правило, только в контексте общих морфологических и ценологических описаний (Kürschner, 2004; Longton, 1988; Decker, Reski, 2020; Spangler, 2021; Zanatta et al., 2020). Такая информация нуждается в геохимическом осмыслении при анализе процессов трансформации жизненных стратегий – принципиальной смены приспособлений по выживанию за счет структурно-функциональных новообразований. Установлено, что после трансплантации и 6-месячном экспонировании гаметофиты мохообразных испытывают не только состояние стресса, но и проявляют разные механизмы адаптационной устойчивости в токсической среде, что отражается в морфогенетических процессах с частым проявлением тератного строения растений и сопряжено со спецификой геохимического контраста по ассоциированным группам загрязнителей (рис. 5).

На фоне общего химического стресса *Ceratodon purpureus* является пациентом. Но способы такой стратегии существенным образом дополняются ме-

ханизмами устойчивости, характерными для виолентных и эксплерентных сценариев освоения территории, ресурсов и реализации программы выживания. На этом примере ценотический подход в эколого-ботаническом анализе напрямую связан с индивидуальными свойствами растительного организма в зависимости от тех факторов среды, которые по своему воздействию близки к ограничивающим диапазон выносливости на аутоэкологическом уровне.

Для геохимических ассоциаций элементов, установленных методом главных компонент (рис. 3), сопряженность с атипичным проявлением морфогенеза выявили группы As–Zr–Sb и V–Mn–Fe по реализации общей пациентной стратегии с характерными признаками для виолентов (олигомеризация и фасциация) и группы Si–Sc–Dy и Mg–Al–P–S–Co–Ni–Cu–Sr–Mo–Cd–Cs–La–Sm–Hg–Pb, связанные с реализацией эксплерентных стратегий (пролификация и дистопия) (рис. 5).

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В рамках понимания одного из аспектов учения В.И. Вернадского о концентрационной, средообразующей и информационной функциях биосферы проведена экспертиза природно-техногенных комплексов центрального Донбасса, которые подверглись глубокой антропогенной трансформации. На основании выделенной накопительной способности растений определены сопряженные закономерности в структурно-функциональных изменениях бриобионтов.

Мохообразные в условиях техногенного импакта являются таксономически разнообразной и функционально важной группой организмов. Благодаря выживанию в токсичной и трансформированной среде бриобионты обеспечивают многие процессы первичной сукцессии и подготовки почвенного субстрата для развития видов, имеющих эдификационное значение по макроклиматическим требованиям. В процессе вовлечения бриобионтами особо токсичных элементов в биогеохимические циклы осуществляется как средообразующая, так и концентрационная функции живого вещества. На примере выявленных закономерностей в специфическом строении растений при условии накопления ими отдельных элементов (или ассоциаций элементов) рассмотрено индикаторное значение видов, что в частном случае отражает информационную функцию биосферы. Использование растений-индикаторов на сегодня представляет собой способ проведения функционального экологического мониторинга для территории антропогенно трансформированного Донбасса.

Установлено, что при увеличении техногенно-загрязнения нарушаются структурно-функци-

ональные параметры растительного организма, которые проявляются во многочисленных хлорозах и некрозах листовой пластинки, а также патологических трансформациях строения тканей до специфического тератообразования на анатомическом уровне развития мохообразных.

Выявленные морфогенетические аномалии являются фитоиндикационной характеристикой при проведении экспресс-оценки уровня техногенного напряжения в полевой диагностике, что существенным образом может скорректировать необходимость проведения химического анализа для многочисленных проб в режимном экологическом мониторинге техногенно трансформированного региона.

Представленные в работе данные – единственный широкомасштабный эксперимент по ингредиентной фитодиагностике локальных геосистем в центральном Донбассе периода 2018–2021 гг.

## ВЫВОДЫ

1. С помощью фитоиндикационного эксперимента установлен факт геохимического контраста на территории современного Донбасса. Метод активного биомониторинга позволил объединить весь регион единой программой оценки и выявить локальные характеристики загрязнения отдельными элементами в условиях действия антропогенного фактора.

2. Доказан высокий уровень вовлеченности мхов в биогеохимические циклы миграционных потоков технофильных элементов, что также обеспечивает процессы частичной детоксикации в антропогенно трансформированной среде.

3. Попадая в разные условия произрастания, мхи не только индицируют характер загрязнения конкретными элементами или их группами, но и реализуются в специфических жизненных формах по совокупным реакциям морфогенеза, что соответствует разным стратегиям выживания видов по эксплерентному (переход к специфической спорофитизации и (или) захват территории) или виолентному (консервативный структурный адаптациогенез) сценариям для индуцированных бриопациентов в ответ на действие факторов химического стресса. Стратегическая переориентация мхов связана с комплексным дисбалансом и тесно коррелирует с установленными геохимическими характеристиками среды по ассоциированным группам элементов.

Выражаем глубокую признательность научному редактору Вадиму Викторовичу Ермакову и рецензентам за внимательное ознакомление с материалами рукописи, корректные замечания, высокий уровень компетентности в освещаемых вопросах.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Авраимова Т.В., Сафонов А.И. (2023) Экологические разработки в Донбассе: библиографический учет и популяризация научных исследований. *Научные и технические библиотеки*. (3), 30-42.
- Алемасова А.С., Сафонов А.И. (2022) Тяжелые металлы в фитосубстратах – индикаторы антропогенного загрязнения воздуха в промышленном регионе. *Лесной вестник. Forestry Bulletin*. **26**(6), 5-13.
- Вернадский В.И. (1991) *Научная мысль как планетное явление*. М.: Мысль, 271 с.
- Вернадский В.И. (2001) Биосфера: Мысли и наброски. М.: Фонд им. В.И. Вернадского, 244 с.
- Водяницкий Ю.Н. (2013) Загрязнение почв тяжелыми металлами и металлоидами и их экологическая опасность (аналитический обзор). *Почвоведение*. (7), 872-881.
- Гамов М.И., Левченко С.В., Рылов В.Г., Рыбин И.В., Труфанов А.В. (2016) Закономерности формирования и перспективы комплексного использования металлоносных углей Восточного Донбасса. *Геология и геофизика*. **57**(8), 1477-1487
- Глазовская М.А. (2007) *Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР*. М.: Изд-во МГУ, 350 с.
- Глухов О.З., Сафонов А.И., Хижняк Н.А. (2006) Фитоиндикация металопресингу в антропогенно трансформированному середовищі. Донецьк: Норд-Прес, 360 с.
- Государственный комитет по экологической политике и природным ресурсам при Главе Донецкой Народной Республики. URL: <https://gkесорoldng.ru/> (дата обращения 01.03.2023).
- Ермаков В.В. (2017). Концепция биогеохимических провинций А.П. Виноградова и её развитие. *Геохимия*. (10), 875-890.
- Ermakov V.V. (2017) A.P. Vinogradov's concept of biogeochemical provinces and its development. *Geochem. Int.* **55**(10). 872-886.
- Ермаков В.В., Дегтярев А.П., Кречетова Е.В., Тютиков С.Ф., Петрунина Н.С. (2009) Биогеохимические провинции и их эволюция. *Проблемы биогеохимии и геохимической экологии*. **1**(9), 3-21.
- Ермаков В.В., Тютиков С.Ф., Данилова В.Н. (2020) Экологический мониторинг Унальской котловины (Республика Северная Осетия-Алания) методами биогеохимической индикации. *Геохимия*. **65**(3), 289-299.
- Ermakov V.V., Tyutikov S.F., Danilova V.N. Ecological monitoring of the Unal depression, Northern Ossetiya-Alania, using techniques of biogeochemical indication. *Geochem. Int.* **58**(3), 332-341.
- Ермаков В.В., Тютиков С.Ф., Сафонов В.А. (2018) *Биогеохимическая индикация микроэлементов*. М. 386 с.
- Зиньковская И.И., Вергель К.Н., Кравцова А.В., Сафонов А.И. (2022) *Биомониторинговая программа по оценке воздуха в Донбассе с помощью нейтронно-активационного анализа. Донецкие чтения 2022: образование, наука, инновации, культура и вызовы современности*. Донецк: ДонНУ, 69-71.
- Калинина А.В. (2022). Состояние ценопопуляций видов рода *Oenothera* L. в трансформированных экотопах Донбасса. *Лесохозяйственная информация*. (3), 135-144.
- Луговская А.Ю., Храмова Е.П., Чанкина О.В. (2018) Влияние транспортно-промышленного загрязнения на морфометрические параметры и элементный состав *Potentilla fruticosa*. *Сибирский экологический журн.* **25**(1), 111-121.
- Опекунов А.Ю., Опекунова М.Г., Кукушкин С.Ю., Янсон С.Ю., Арестова И.Ю., Шейнерман Н.А., Спасский В.В., Папьян Э.Э., Елсукова Е.Ю. (2021) Минералого-геохимическая характеристика снежного покрова в районах горнорудного производства. *Геохимия*. **66**(7), 659-672.
- Opekunov A.Y., Opekunova M.G., Kukushkin S.Y., Yanson S.Y., Arestova I.Y., Sheinerman N.A., Spasskii V.V., El-sukova E.Y., Papyan E.E. (2021) Mineralogical-geochemical characteristics of the snow cover in areas with mining and ore-processing facilities. *Geochem. Int.* **59**(7), 711-724.
- Опекунова М.Г. (2016) Биоиндикация загрязнений: учеб. пособие. СПб.: Санкт-Петербургский университет, 300 с.
- Трубина М.Р., Мухачева С.В., Безель В.С., Воробейчик Е.Л. (2014) Содержание тяжелых металлов в плодах дикорастущих растений в зоне аэротехногенного воздействия Среднеуральского медеплавильного завода (Свердловская область). *Растительные ресурсы*. **50**(1), 67-83.
- Сафонов А.И. (2019) Тератогенез растений-индикаторов промышленного Донбасса. *Разнообразие растительного мира*. **1**(1), 4-16.
- Сафонов А.И., Глухов А.З. (2021) Фитомониторинг в техногенно трансформированной среде: методология и практика. *Экосистемы*. (28), 16-28.
- Сафонов А.И., Морозова Е.И. (2021) Видовое разнообразие бриобионтов мониторинговой сети Центрального Донбасса. *Проблемы экологии и охраны природы техногенного региона*. (1-2), 39-43.
- Тимофеев М.М., Александров С.Н., Черепов В.А., Жеряков А.И., Назарова Л.Г. (1996) *Загрязнение тяжелыми металлами Донецкой области, их судьба в почве, растениях, животных; механизмы действия в биологических объектах*. Донецк: ДИАПП, 72 с.
- Уфимцева М.Д. (2015) Закономерности накопления химических элементов высшими растениями и их реакции в анимальных биогеохимических провинциях. *Геохимия*. (5), 450-465.
- Ufimtseva M.D. (2015) The patterns in accumulation of chemical elements by higher plants and their responses in biogeochemical provinces. *Geochem. Int.* **53**(5), 441-455.
- Янин Е.П. (2022) Из архивного наследия академика В.И. Вернадского. История и судьба сборника “Живое вещество”. М.: НП “АРСО”, 371 с.
- Ah-Peng C., Cardoso A.W., Flores O., West A., Wilding N., Strasberg D., Hedderson T.A.J. (2017). The role of epiphytic bryophytes in interception, storage, and the regulated release of atmospheric moisture in a tropical montane cloud forest. *J. Hydrology*. **548**, 665-673.
- Bayouli I.T., Bayouli H.T., Dell'Oca A., Meers E., Sun J. (2021) Ecological indicators and bioindicator plant species for biomonitoring industrial pollution: Eco-based environmental assessment. *Ecological Indicators*. **125**, 107508.
- Bian Z., Yu H., Hou J., Mu S. (2020) Influencing factors and evaluation of land degradation of 12 coal mine areas in Western China. *J. China Coal Society*. **45**, 338-350.
- Bidleman T., Agosta K., Andersson A., Brorström-Lundén E., Haglund P., Hansson K., Laudon H., N. Seth, Olle N.,

- Ripszam M., Tysklind M., Wiberg K. (2015) Atmospheric pathways of chlorinated pesticides and natural bromoanisoles in the northern Baltic Sea and its catchment. *AMBIO*. **44**(3), 472-483.
- Boch S., Allan E., Humbert J.Y., Kurtogullari Y., Lessard-Therrien M., Müller J., Prati D., Rieder N.S., Arlettaz R., Fischer M. (2018) Direct and indirect effects of land use on bryophytes in grasslands. *Science of the Total Environment*. **644**, 60-67.
- Chung J.Y., Yu S.D., Hong Y.S. (2014) Environmental source of arsenic exposure. *J. Prev Med Public Health*. **47**(5), 253-257.
- Decker E.L., Reski R. (2020) Mosses in biotechnology. *Current Opinion in Biotechnology*. **61**, 21-27.
- Erdős L., Kiss M., Kröel-Dulay G., Molnár Z., Ambarlı D., Anenkhonov O.A., Bátori Z., Tölgyesi C., Cserhalmi D., Liu H., Magnes M., Naqinezhad A., Semishchenkov Y.A., Török P. (2018) The edge of two worlds: a new review and synthesis on Eurasian Forest-Steppes. *Applied Vegetation Science*. **21**(3), 345-362.
- Frontasyeva M., Harmens H., Uzhinskiy A., Chaligava O. and participants of the moss survey. (2020) Mosses as bio-monitors of air pollution: 2015/2016 survey on heavy metals, nitrogen and POPs in Europe and beyond. Report of the ICP Vegetation Moss Survey Coordination Centre, Joint Institute for Nuclear Research, Dubna, Russian Federation, 136 p.
- Hancock G.R., Duque J.F.M., Willgoose G.R. (2020) Mining rehabilitation – Using geomorphology to engineer ecologically sustainable landscapes for highly disturbed lands. *Ecol. Eng.* **155**, 105836.
- Hristozova G., Marinova S., Motyka O., Svozilík V., Zinicovscaia I. (2020) Multivariate assessment of atmospheric deposition studies in Bulgaria based on moss biomonitors: trends between the 2005/2006 and 2015/2016 surveys. *Environmental Science and Pollution Research*. **27**(31), 39330-39342.
- Kabata-Pendias A., Pendias H. (2001) *Trace elements in soil and plants*. CRC Press LLC, 413 p.
- Khiem L.H., Sera K., Hosokawa T., Nam L.D., Quyet N.H., Frontasyeva M., My T.T.T., My N.T.B., Zinicovscaia I., Nghia N.T., Trung T.D., Hong K.T., Mai N.N., Thang D.V., Son N.A., Thanh T.T., Xayheungsy S. (2020) Active moss biomonitoring technique for atmospheric elemental contamination in Hanoi using proton induced X-ray emission. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. **325**(2), 515-525.
- Koroleva Y., Napreenko M., Baymuratov R., Schefer R. (2020) Bryophytes as a bioindicator for atmospheric deposition in different coastal habitats (a case study in the Russian sector of the Curonian Spit, South-Eastern Baltic). *International J. Environmental Studies*. **77**(1), 152-162.
- Kozlova E.A., Orlova E.E., Zubik I.N. (2022) Growth and development analysis of silver Brium (*Bryum argentium* Hedw.) depending on illumination level influence. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. **6**, 042012.
- Kürschner H. (2004) Life strategies and adaptations in bryophytes from the Near and Middle East. *Turkish J. Botany*. **28**(1), 1-7.
- Kürschner H., Frey W. (2012) Life strategies in bryophytes – a prime example for the evolution of functional types. *Nova Hedwigia*. **96**(1–2), 83-116.
- Longton R.E. (1988) Life-history strategies among bryophytes of arid regions. *J. Hattori Botanical Laboratory*. **64**, 15-28.
- Massante J.C. (2015) Mining disaster: restore habitats now. *Nature*. **528**, 39.
- Meena M.K. (2020) Impact of arsenic-polluted groundwater on soil and produce quality: a food chain study. *Environ. Monit. Assess.* **192**(12), 785.
- Opekunova M.G., Opekunov A.Ju., Papyan E.E., Somov V.V. (2017) Phytoindicational properties of the vegetation in landscape transformation studies on Sibay chalcopryrite deposits (Southern Urals). *Contemporary Problems of Ecology*. **10**(3), 301-314.
- Pashentsev D.A., Abramova A.I., Eriashvili N.D., Grimalskaya S.A., Gafurova A.Ya., Kharisova G.M., Karpenko G.V., Avilova V.V. (2019) Digital software of industrial enterprise environmental monitoring. *Ekoloji*. **28**(107), 243-251.
- Peng J., Pan Y., Liu Y., Zhao H., Wang Y. (2018) Linking ecological degradation risk to identify ecological security patterns in a rapidly urbanizing landscape. *Habitat International*. **71**, 110-124.
- Peng X., Weihao W., Men X., Chen H., Ravishankara A.R., Li Q., Saiz-Lopez A., Liu P., Zhang F., Zhang C., Xue L., Wang X., George C., Wang J., Mu Y., Chen J., Wang T. (2021) An unexpected large continental source of reactive bromine and chlorine with significant impact on wintertime air quality. *National Science Review*. **8**(7), 304.
- Quyet N.H., Khiem L.H., My T.T.T., My N.T.B., Frontasyeva M., Zinicovscaia I., Son N.A., Thanh T.T., Nam L.D., Hong K.T., Mai N.N., Trung T.D., Thang D.V., Hang N.T.T. (2021). Biomonitoring of chemical element air pollution in hanoi using barbula indica moss. *Environmental Engineering and Management J.* **20**(5), 791-800.
- Rimac A., Šegota V., Alegro A., Vuković N., Koletić N. (2022) Croatian freshwater bryoflora-diversity and distribution. *Biodiversity Data J.* **10**: e83902.
- Safonov A. (2022) Ecological scales of indicator plants in an industrial region. *BIO Web Conf.* **43**, 03002.
- Safonov A., Glukhov A. (2021) Ecological phytomonitoring in Donbass using geoinformational analysis. *BIO Web Conf.* **31**, 00020.
- Sergeeva A., Zinicovscaia I., Vergel K., Yushin N. (2021) The effect of heavy industry on air pollution studied by active moss biomonitoring in Donetsk region. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. **80**(3), 546-557.
- Shahid M., Ferrand E., Schreck E., Dumat C. (2013) Behavior and impact of zirconium in the soil-plant system: plant uptake and phytotoxicity. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. **221**, 107-127.
- Shekoyan S.V., Yepintsev S.A., Vinogradov P.M., Lepeshkina L.A., Voronin A.A. (2020) Environmental quality assessment of urban areas using geoinformation technologies (on example of the cities of Central Russia). *IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*. **543**, 012025.
- Shi X.-M., Song L., Liu W.-Y., Lu H.-Z., Qi J.-H., Li S., Chen X., Wu J.-F., Liu S., Wu C.-S. (2017) Epiphytic bryophytes as bio-indicators of atmospheric nitrogen deposition

- in a subtropical montane cloud forest: Response patterns, mechanism, and critical load. *Environmental Pollution*. **229**, 932-941.
- Spangler K. (2021) Bryophyte ecosystem services: how bryophytes impact ecosystem processes and their use in urban systems. *University Honors Theses*, 1042.
- Su X., Ding R., Zhuang X. (2020) Characteristics of dust in coal mines in Central North China and its research significance. *ACS Omega*. **5**(16), 9233-9250.
- Świsłowski P., Vergel K., Zinicovscaia I. (2022) Mosses as a biomonitor to identify elements released into the air as a result of car workshop activities. *Ecological Indicators*. **138**, 108849.
- Vergel K., Zinicovscaia I., Yushin N., Gundorina S. (2020) Assessment of atmospheric deposition in Central Russia using moss biomonitors, neutron activation analysis and GIS technologies. *J. Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. **325**(3), 807-816.
- Xu W., Wang J., Zhang M., Li S. (2021) Construction of landscape ecological network based on landscape ecological risk assessment in a large-scale opencast coal mine area. *J. Cleaner Production*. **286**, 125523.
- Yuan X., Xue N., Han Z. (2021) A meta-analysis of heavy metals pollution in farmland and urban soils in China over the past 20 years. *J. Environmental Sciences*. **101**, 217-226.
- Yeprintsev S.A., Shekoyan S.V., Lepeshkina L.A., Voronin A.A., Klevtsova M.A. (2019) Technologies for creating geographic information resources for monitoring the socio-ecological conditions of cities. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*. **582**(1), 012012.
- Zaghloul A., Saber M., Gadow S., Awad F. (2020) Biological indicators for pollution detection in terrestrial and aquatic ecosystems. *Bulletin of the National Research Centre*. **44**(127), 385.
- Zanatta F., Engler R., Collart F., Broennimann O., Mateo R.G., Papp B., Muñoz J., Baurain D., Guisan A., Vanderpoorten A. (2020) Bryophytes are predicted to lag behind future climate change despite their high dispersal capacities. *Nature Communications*. **11**(1), 5601.
- Zinicovscaia I., Hramco C., Chaligava O., Yushin N., Grozdov D., Vergel K., Duca G. (2021) Accumulation of potentially toxic elements in mosses collected in the Republic of Moldova. *Plants*. **10**(3), 1-13.

## ЛОКАЛЬНЫЕ БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ЦИКЛЫ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ В АГРОЭКОСИСТЕМАХ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

© 2023 г. А. В. Синдирева\*

Тюменский государственный университет, ул. Володарского, 6, Тюмень, 625003 Россия

\*e-mail: sindireva72@mail.ru

Поступила в редакцию 19.03.2023 г.

После доработки 11.05.2023 г.

Принята к публикации 12.05.2023 г.

В статье приведены результаты многолетних полевых опытов (2005–2022 гг.) по изучению распределения и миграции микроэлементов в системе почва–растение–животное на примере агроценозов южной лесостепи Западной Сибири. Дана биогеохимическая оценка содержания микроэлементов (Pb, Cu, Zn, Ni, Cd, Cr, Se) в трофических цепях в определенных агроэкологических условиях. Проведен анализ геохимических факторов, влияющих на аккумуляцию микроэлементов в различных типах почв и произрастающих на них растениях. Установлены нормативные количественные характеристики действия микроэлементов на химический состав почвы, продуктивность и качество растений зерновых, кормовых и овощных культур. Показано взаимоотношение макро- и микроэлементов при поступлении их в растения в зависимости от уровня и соотношения химических элементов в почве, физиологической потребности растительного организма на разных стадиях онтогенеза. Установлены параметры поступления микроэлементов в организм животных с растительной пищей в условиях модельных опытов. Проанализированы структурные и функциональные изменения в органах животных при кормлении растениеводческой продукцией, выращенной при различном содержании микроэлементов.

**Ключевые слова:** биогеохимия, лугово-черноземная почва, растения, животные, кадмий, никель, цинк, хром, селен, свинец

**DOI:** 10.31857/S0016752523100126, **EDN:** QOZPET

### ВВЕДЕНИЕ

На протяжении многих десятилетий агроэко-системы подвергаются мощному антропогенно-му воздействию. Человек, активно осваивая земли сельскохозяйственного назначения, существенно изменяет направленность природных биогеохимических циклов химических элементов. Интенсивная механическая обработка почвы, техногенное загрязнение агроценозов за счет переноса токсических элементов от промышленных предприятий, транспорта, применение пестицидов, минеральных удобрений, а также вынос химических элементов с урожаем сельскохозяйственной продукции, приводят к тому, что нарушается естественно сложившийся баланс химических элементов. Помимо нарушения биогеохимических циклов макроэлементов, особой проблемой является и наличие дисбаланса содержания микроэлементов в системе почва–растение–животное.

В различных экосистемах в результате техногенного воздействия возникают территории с избытком таких элементов как Cd, Ni, Pb, Zn, Cu,

As, Cr, Hg и других. В то же время особую тревогу вызывает и отмечаемое по результатам агроэкологического мониторинга постоянное снижение в почвах содержания микроэлементов. Так, для почв черноземного ряда юга Западной Сибири отмечен недостаток Cu, Zn, Mo, Mn, Se, I (Ермохин, 2019; Красницкий, 2002; Сысо, 2007). Помимо природных факторов, значительный вклад в дисбаланс элементов вносит и постоянное снижение содержания гумуса, возрастание площадей почв с повышенной кислотностью, развитие эрозийных процессов, угнетение активности почвенной биоты и другие негативные явления, связанные с деградацией почв.

### ТЕОРЕТИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ

В условиях возрастающей антропогенной нагрузки все большую актуальность приобретают вопросы биогеохимии, сформированные В.И. Вернадским и его последователями. Изучение локальных биогеохимических циклов микроэлементов в конкретных агроэкологических условиях решает ряд как теоретических, так и прикладных задач (Ег-

makov, Jovanović, 2023). Так, результаты изучения микроэлементного статуса агроландшафтов и факторов, влияющих на аккумуляцию и распространение микроэлементов в отдельных компонентах экосистемы, могут быть использованы при разработке научно-обоснованной системы критериев оценки современного состояния окружающей среды. Осуществление всестороннего анализа природной среды при оценке факторов, влияющих на биогеохимические циклы микроэлементов – задача сложная и практически невыполнимая (Baker, 1975; He et al., 2005; Chizzola R., 2003; Yamin, Andrew, 2009). В данной работе рассматривается один из аспектов данного вопроса – закономерности поступления и действия отдельных микроэлементов в системе почва–растение–животное, выявленные в конкретных агроэкологических условиях. Разработанные на основе комплексного биогеохимического подхода нормативы содержания химических элементов в трофических цепях позволяют оптимизировать их поступление в растения и тем самым управлять продукционным процессом в агроэкосистеме, предотвращать негативные последствия избыточного поступления ряда химических элементов в почву и растения и, как следствие, в организм животных и человека. В то же время системный биогеохимический подход позволяет прогнозировать эффективность мероприятий по коррекции недостатка микроэлементов (применение микроудобрений в системе почва–растение, пищевые добавки в рацион животных, обогащение ими продуктов питания и т.д.) (Голубкина, 2006; Ягодин, 1989; Baker, 1975; Brenneisen, 2005; Fairweather-Tait, 2011).

Кроме того, полученные сведения по биогеохимии микроэлементов с учетом сложившихся природных и антропогенных факторов вносят определенный вклад в решение актуальной на сегодняшний день проблемы экологического нормирования. Большинство исследователей приходит к мнению, что разрабатываемые нормативы (в частности, предельно-допустимые концентрации (ПДК) химических элементов не в полной мере способны оценить состояние окружающей среды с целью обеспечения экологической безопасности живых организмов, обитающих в ней (Красницкий, 2002; Сысо, 2007; Синдирева, 2012). Так, современные ПДК не учитывают комплекс экологических условий исследуемой территории, вид организма, эффект взаимодействия химических элементов друг с другом при поступлении в живой организм, явления биотрансформации при миграции по пищевым цепям. Решением этой проблемы, по-видимому, является поиск интегральных показателей нормирования, разработанных с использованием методов математического моделирования закономерностей действия химических элементов в трофических цепях с учетом биогеохимической ситуации конкретной экосистемы. Полу-

ченные нормативы действия химических элементов в трофических цепях позволяют управлять процессом минерального питания растений и животных, а также диагностировать и предотвращать негативные процессы, вызванные избытком, недостатком или дисбалансом микроэлементов в объектах окружающей среды.

Цель данной работы – разработка количественных параметров, характеризующих биогеохимические циклы микроэлементов в агроэкосистемах, с учетом принципов интегрального подхода к оценке их действия в системе почва–растение–животное.

## МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

В статье представлены отдельные результаты многолетних полевых и лабораторно-вегетационных опытов (2005–2022 гг.) по оценке распределения, миграции и действия микроэлементов в системе почва–растение–животное на примере агроценозов юга Западной Сибири.

Объектами исследований являлись: лугово-черноземная почва южной лесостепи Западной Сибири, растения кормовых, овощных и зерновых культур, лабораторные животные – крысы породы Wistar.

Полевые опыты с микроэлементами проводили на опытном поле ФГБОУ ВО ОмГАУ им П.А. Столыпина на лугово-черноземной маломощной среднегумусовой тяжелосуглинистой почве (Синдирева, 2012, 2017). Поскольку лугово-черноземные почвы имеют большое распространение в условиях южной лесостепи Западной Сибири, они и послужили объектом исследования.

Содержание гумуса в пахотном слое почв составляет 5.5–6.5% и с глубиной снижается. Карбонаты залегают с глубины 57 см, оглеение в виде ржавых и сизых пятен с 153 см, емкость поглощения составляет 25.2–28.2 мг экв/100 г. В составе почвенно-поглощающего комплекса преобладает кальций (19.8–23.3 мг экв/100 г). Реакция среды в пахотном слое близка к нейтральной, а с глубиной идет подщелачивание. В среднем перед посевом культурных растений содержание в почве нитратного азота было недостаточное (8–23 мг/кг), подвижного фосфора – в зависимости от года исследования изменялось от низких до оптимальных значений (34–73 мг/кг), содержание обменного калия превышало оптимальное значение (85–169 мг/кг) (Синдирева, 2012, 2017).

Содержание Pb, Cu, Zn, Ni, Cd, Cr, Se в слое 0–30 см без дополнительного их внесения значительно не изменялось по годам исследования и не превышало установленных ПДК (табл. 1).

Установлено, что соотношение подвижных форм и валового содержания микроэлементов в лугово-черноземной почве значительно отлича-

**Таблица 1.** Содержание исследуемых микроэлементов в лугово-черноземной почве в слое 0–30 см (средние данные 2005–2022 гг.)

Форма соединения	Содержание микроэлементов, мг/кг почвы					
	$\bar{X} \pm S_d/lim$					
	Se	Cd	Ni	Zn	Pb	Cr
Подвижная форма (ААБ 4.8)	$0.05 \pm 0.02$ 0.03–0.08*	$0.074 \pm 0.01$ 0.04–0.08	$0.71 \pm 0.12$ 0.55–0.84	$0.31 \pm 0.05$ 0.23–0.37	$0.76 \pm 0.14$ 0.5–1.5	$0.84 \pm 0.3$ 0.49–1.25
Валовое содержание	$0.33 \pm 0.09$ 0.22–0.46	$0.49 \pm 0.08$ 0.35–0.65	$34.1 \pm 3.30$ 27.2–39.0	$58.3 \pm 6.28$ 50.4–68.2	$17 \pm 1.4$ 11.0–20.5	$39 \pm 3.5$ 20.0–56.0

\* Se – водорастворимая форма.

ется (рис. 1). Это свидетельствует о различной доступности микроэлементов для растений.

Например, среди изученных химических элементов наименьшая доля подвижных форм отмечена для цинка, что объясняет его недостаток в растениях. О недостатке цинка в системе почва-растение на лугово-черноземных почвах южной лесостепи Западной Сибири свидетельствуют и данные агрохимической службы (Красницкий, 2002).

На основе моделирования антропогенного поступления в почву кадмия, никеля, цинка, хрома, свинца, селена проведена оценка их влияния на химический состав почвы и растений, величину и качество урожая овощных (столовая свекла (*Beta vulgaris*) сорт Бордо 237, столовая морковь (*Daucus sativus*) сорт Витаминная 6), кормовых (рапс яровой (*Brassica napus*) сорт Золотонивский) и зерновых культур (яровая мягкая пшеница (*Triticum aestivum*) сорт Памяти Азиева). Установлены биогеохимические нормативные количественные характеристики потребности растений в Pb, Cu, Zn, Ni, Cd, Cr, Se и интенсивность их действия на химический состав почвы и растений. Pb, Cu, Zn, Ni, Cd, Cr вносили в почву в виде сухих ацетатных солей, Se в виде селенита натрия, до посева. Дозы (в кг/га) внесения свинца, хрома (7, 14, 28) кадмия (3.5; 7.1; 14.3), никеля (3.6; 8.4; 18), цинка (26.2; 53.3; 109), селена (11.7; 23.7; 47.7), рассчитаны на слой почвы 0–30 см с учетом установленных ПДК (СанПиН 1.2.3685-21), по селену – литературные данные (Ильин, 1991) и фактического содержания элементов в почве; соответствуют 0.5; 1; 2 ПДК. Затем проводился посев выше указанных сельскохозяйственных культур.

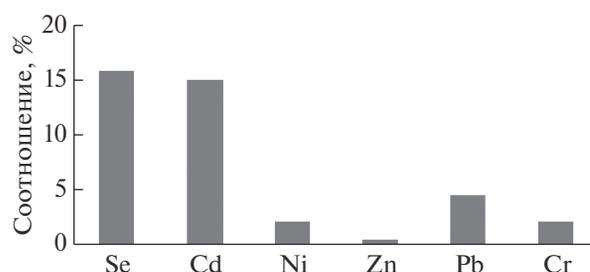
Закладку опытов с микроэлементами, все учеты, наблюдения, отбор, химический анализ растительных и почвенных образцов проводили по общепринятым методикам согласно утвержденным нормативам: ГОСТ 26261-84 Почвы, ГОСТ 26213-91 Почвы, ГОСТ 26483-85 Почвы, МУ по определению подвижных соединений никеля в почвах атомно-абсорбционным методом,

М., МСХ РФ (ЦИНАО) 26.02.1993, РД 52.18.191-89, ГОСТ 30178-96, ГОСТ Р 51301-99, ГОСТ 13496.4-93, ГОСТ 26657-97, ГОСТ 30504-97. Аналитические исследования проводили в ФГБУ “Центр агрохимической службы Омский”; Федеральный научный центр овощеводства, в лаборатории кафедр агрохимии, экологии, природопользования и биологии ФГБУ ВО ОмГАУ, лаборатории Экологического мониторинга ФГАУ ВО ТюмГУ.

Численность микроорганизмов и ферментативную активность лугово-черноземной почвы определяли в естественных полевых условиях и лабораторным методом в ФГБНУ “Омский аграрный научный центр”.

Уборку сельскохозяйственных культур в полевом опыте производили сплошным способом с учетной площадки при достижении физиологической спелости растений.

После уборки урожая, полученные корма вводили в рацион лабораторных животных крыс породы Wistar согласно вариантам полевого опыта (Синдирева, 2012, 2017, 2020). Выбор в качестве опытных животных крыс обусловлен тем, что лабораторная крыса имеет ряд преимуществ перед другими традиционными лабораторными животными. Организм крыс характеризуется приспособляемостью и устойчивостью к интеркуррентным инфекциям. Крысы менее требовательны в



**Рис. 1.** Соотношение подвижных форм и валового содержания микроэлементов в лугово-черноземной почве.

**Таблица 2.** Коэффициент “b” интенсивности действия Pb, Cu, Zn, Ni, Cd, Cr, Se на химический состав почвы и пример расчета дозы микроэлементов для достижения ПДК подвижной формы

Химические элементы, вносимые в почву	Коэффициент “b”, в мг/кг	С фактическое (исходное содержание в почве, мг/кг)	ПДК, мг/кг	Доза расчетная для достижения ПДК, кг/га
Cd	0.011	0.06	0.5	40.0
Ni	0.005	0.51	4.0	698.0
Zn	0.011	0.60	23	2036.4
Cr	0.0311	0.84	6	165.9
Pb	0.0265	0.76	6	197.7
Se	0.0012	0.46	10	21.7

отношении пищевого рациона. Широкий диапазон их существования, особенности питания и деятельность органов пищеварения сходны с таковыми у человека. Кроме того, в пищевой рацион данных животных вполне включаются используемые в нашем исследовании сельскохозяйственные растения, тем самым соблюдается биогеохимическая цепочка “почва–растение–животное”. Животные, в зависимости от варианта, получали корма в течение 4 месяцев. По окончании проводили биохимические, гистологические исследования органов и тканей животных. В данной статье приводятся данные о содержании микроэлементов в печени. В органах животных определяли содержание Cu, Zn, Cd, Pb, Ni, Cr атомно-абсорбционным, Se – флуорометрическим методами.

Полученные данные подвергали статистической обработке. Оценку опытных данных и выявление взаимосвязей содержания и распределения микроэлементов производили методами дисперсионного, регрессионного и корреляционного анализов. Математическая обработка результатов осуществлялась стандартными статистическими методами с использованием компьютерного пакета программ STATISTIKA, EXCEL.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Основным звеном оценки биогеохимических циклов микроэлементов в агроценозах является почва. Микроэлементы в агроэкосистеме либо наследуются из исходных почвообразующих пород, либо поступают в результате деятельности человека. Многократное использование химикатов, обогащенных металлами, удобрений и органических добавок, таких как осадок сточных вод, а также сточные воды, может привести к загрязнению в больших масштабах (Сысо, 2007; He et al., 2005). При этом должно проводиться определение показателей, характеризующих их аккумуляцию и распределение в почвенном покрове. Согласно ряду исследований, оценка этих параметров в почве должна исходить из функциональной многозначности почвы (почва – природное тело,

компонент биогеоценоза, почва – средство и объект сельскохозяйственного использования, почва – среда обитания) (Ильин, 1991). При этом необходимо учитывать два параметра: гигиенический (содержание микроэлементов, поглощенных из почвы в растительный организм, а затем их дальнейшее продвижение с растительной пищей в организм животных и человека) и агрономический (связь продуктивности растений с исходным содержанием в почве подвижной формы химических элементов) (Синдирева, 2012).

С учетом этих двух положений в условиях полевых опытов установлено среднее содержание в пахотном слое почвы (0–30 см) подвижной формы микроэлементов при внесении установленных доз Cd, Ni, Zn, Pb, Cr и Se. Путем статистического анализа рассчитано содержание подвижных форм исследуемых химических элементов (в мг/кг), поступивших с единицей внесенного элемента (в дозе 1 кг/га) – коэффициент “b” (табл. 2). Данный коэффициент показывает, насколько изменяется величина одного признака (y, в данном случае содержание подвижных форм микроэлементов, мг/кг) при изменении другого (x, в данном случае доза химического элемента, кг/га) и устанавливается путем расчета уравнения линейной регрессии:

$$y = a + bx. \quad (1)$$

С помощью установленных коэффициентов “b” можно прогнозировать изменение подвижных форм элементов при антропогенном поступлении или определить дозировку внесенного элемента, при которой количество его в почве достигнет предельно-допустимой концентрации. Для этого можно использовать предложенные нами формулы расчета ( $D_{\text{расч}}$ ) содержания микроэлементов в почвах с учетом ПДК и региональных особенностей “сопротивляемости” почв к загрязнению (формула 2, табл. 2).

$$D_{\text{расч}} = (\text{ПДК} - C_{\text{факт}})/b. \quad (2)$$

Таким образом, с помощью установленного норматива можно прогнозировать накопление

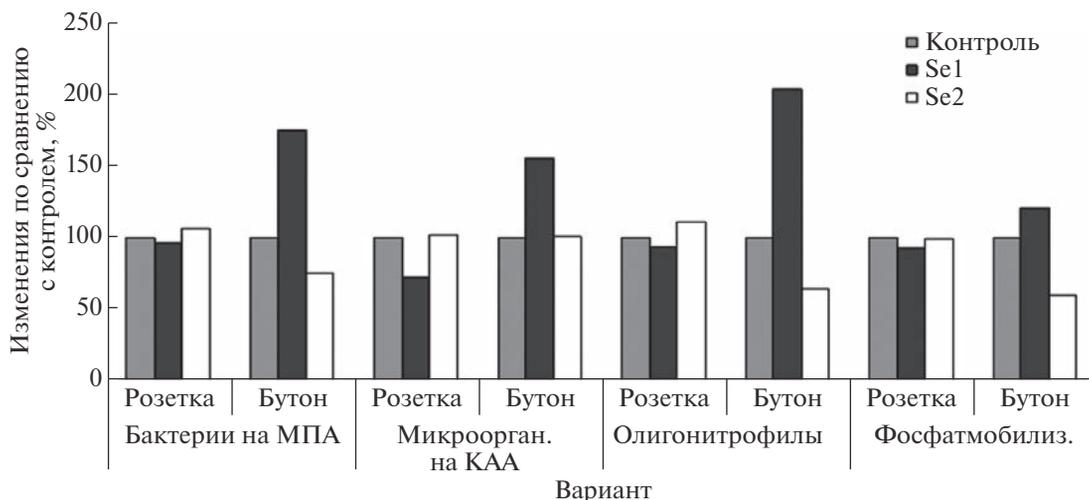


Рис. 2. Изменение численности разных групп микроорганизмов в лугово-черноземной почве по сравнению с контролем при внесении селена в дозах 1,2 ПДК.

химического элемента в почве в случае его антропогенного поступления или, напротив, рассчитать дозу внесения химического элемента, необходимую для достижения оптимальной или токсичной концентрации. Однако такой критерий зависит от многих факторов, в том числе и свойств почвы и должен быть дифференцирован для определенного ее типа (Ильин, 1991; Baker, 1975).

Как показали исследования (рис. 1, табл. 2), только незначительное количество внесенных в почву микроэлементов является доступными для растений. Этим объясняется довольно низкий нормативный установленный показатель – коэффициент “*b*”. С позиции экологической безопасности это является довольно положительным фактором – требуются достаточно высокие дозировки, чтобы достичь установленных ПДК. Однако даже незначительное изменение химического состава почвы вследствие антропогенного поступления микроэлементов может существенно сказаться на экологическом состоянии почвенного покрова. При этом необходимо использовать более чувствительные биоиндикационные методы, в частности, микробиологические (Ehrlich, 2015; Ouederie, 2017; Valls, 2002). Установление оптимальных и критических уровней влияния микроэлементов на почвенную микрофлору вносит определенный вклад в понимание геохимических особенностей их миграции для различных экосистем. Почвенные микроорганизмы являются первыми живыми организмами, подвергшимися воздействию загрязнения, например, металлами. Будучи отзывчивыми и чувствительными, изменения в микробной биомассе, активности и структуре сообщества в результате увеличения концентрации металлов в почве могут использоваться в качестве индикаторов загрязнения

почвы или качества окружающей среды (He et al., 2005).

Роль микроорганизмов в геохимических циклах макроэлементов хорошо изучена на глобальном уровне. После того, как стало ясно, что микробиологические трансформации соединений этих микроэлементов могут в ряде случаев приводить к повышению плодородия почв, а в других – к процессам загрязнения или очищения среды, участие микроорганизмов в циклах микроэлементов стало изучаться более интенсивно (Ильяетдинов, 1984; Ehrlich, 2015). С другой стороны, микроэлементы, поглощенные микроорганизмами из естественной среды обитания, могут входить в состав ферментов, витаминов и других жизненно необходимых биологически активных соединений, участвовать в их синтезе, влиять на скорость и характер различных биохимических процессов, определяющих функцию организмов или их суммы – живого вещества в биосфере (Ковальский, 1974).

На примере селена изучены зависимости между дозой вносимого микроэлемента (1 и 2ПДК) и содержанием агрономически важных микроорганизмов почвы при выращивании рапса ярового. Необходимо отметить, что влияние Se зависит от фазы развития культуры (рис. 2).

Установлена зависимость между валовым содержанием селена и общей численностью микроорганизмов (рис. 3). Согласно данным рис. 3, можно выделить “зону оптимума” содержания селена в почве по отношению к численности микроорганизмов, а также уровни микроэлемента, при которых этот показатель снижается. Наши исследования были проведены на лугово-черноземной почве, обладающей сравнительно высоким содержанием органического вещества, общей по-



**Рис. 3.** Зависимость между валовым содержанием селена и общей численностью микроорганизмов в лугово-черноземной почве.

плотительной способностью. Обычно “сопротивляемость” данной почвы к высоким концентрациям микроэлементов в несколько раз выше, чем, например, у легкой песчаной кислой почвы. Поэтому исследуемая почва может накапливать большие количества микроэлементов с меньшей степенью риска для среды. В связи с этим установлены довольно высокие уровни селена, которые способствуют активизации микробиологических процессов в почве.

Изменение естественного баланса химических элементов в почве сказывается на всех процессах, происходящих в ней. За счет реакции микрофлоры, а также химических взаимодействий, происходящих в почвенно-поглощающем комплексе, изменяются интенсивность и направленность процессов трансформации биогенных элементов и органического вещества в почве (Ouederie, 2017; Valls, 2002). В данной статье для анализа микробиологических превращений в почве в зависимости от уровня поступления селена, представлены коэффициенты минерализации и иммобилизации по соотношению групп микроорганизмов, ответственных за превращение азотсодержащих соединений (КАА/МПА и МПА/КАА), а также коэффициент трансформации органического вещества по формуле (3) (табл. 3):

$$P_m = (M_{PA} + K_{AA})(M_{PA}/K_{AA}). \quad (3)$$

В условиях применения селена процессы иммобилизации веществ, как правило, преобладают

над минерализацией растительных остатков. Полученные экспериментальные данные позволили определить содержание микроэлемента в почве, при котором фиксируется стимулирующее и угнетающее действие на микробиологическую активность почвы.

Таким образом, используя полученные зависимости, можно составить прогноз изменения экологического состояния почвы в условиях обогащения почв микроэлементами (Синдирева, 2012). Данные микробиологических тестов необходимо сопоставлять с результатами, полученными при изучении реакции других организмов трофических цепей, в частности, продуцентов.

Пороговые и оптимальные концентрации микроэлементов в почве можно устанавливать, исходя из предельных концентраций в растениях, произрастающих на данных почвах и употребляемых в дальнейшем в пищу животными и человеком. Однако сложности установления единых нормативов обеспеченности почв микроэлементами заключаются в широком спектре потребностей культурных растений в тех или иных микроэлементах.

Методология нормирования действия микроэлементов в системе почва-растение была разработана с учетом положений о наличии тесной взаимосвязи между внешними условиями питания и внутренними процессами обмена веществ в растениях, о зависимости продуктивности фитоце-

**Таблица 3.** Влияние селена на показатели минерализации, иммобилизации и трансформации органического вещества

Содержание селена в почве	Микроорганизмы, КОЕ/г абсолютно-сухой почвы		Коэффициенты		
	на МПА, млн	на КАА, млн	минерализации	иммобилизации	трансформации органического вещества, $P_m$
$0.46 \pm 0.05$	25.65	19.60	0.76	1.31	59.3
$16.3 \pm 1.5$	44.80	30.60	0.68	1.46	110.1
$20.9 \pm 1.9$	19.50	19.80	1.01	0.99	38.9

**Таблица 4.** Содержание микроэлементов в сельскохозяйственных культурах при их внесении в почву в дозе 2ПДК на период физиологической зрелости растений

Химический элемент	Содержание микроэлементов, мг/кг сухого вещества			
	столовая свекла <i>Beta vulgaris</i>	столовая морковь <i>Daucus sativus</i>	яровой рапс <i>Brassica napus</i>	яровая мягкая пшеница <i>Triticum aestivum</i>
	корнеплод		надземная масса	зерно
Cd	$\frac{0.18 \pm 0.02}{0.23 \pm 0.01^{**}}$	$\frac{0.15 \pm 0.01}{0.23 \pm 0.02^{**}}$	$\frac{0.59 \pm 0.02}{0.98 \pm 0.03^{**}}$	– *
Ni	$\frac{0.62 \pm 0.03}{1.06 \pm 0.04^{**}}$	$\frac{0.84 \pm 0.05}{1.52 \pm 0.07^{**}}$	$\frac{4.42 \pm 0.2}{5.63 \pm 0.4^{**}}$	–
Zn	$\frac{12.6 \pm 0.9}{17.4 \pm 0.5^{**}}$	$\frac{19.7 \pm 1.2}{22.5 \pm 0.9^{**}}$	$\frac{32.77 \pm 1.34}{39.18 \pm 1.17^{**}}$	–
Cr	$\frac{0.50 \pm 0.12}{0.82 \pm 0.09^{**}}$	$\frac{0.41 \pm 0.07}{0.92 \pm 0.08^{**}}$	–	–
Pb	$\frac{0.46 \pm 0.05}{0.88 \pm 0.07^{**}}$	$\frac{0.43 \pm 0.03}{0.92 \pm 0.08^{**}}$	–	–
Se	–	–	$\frac{0.128 \pm 0.06}{5.430 \pm 0.7^{**}}$	$\frac{0.45 \pm 0.06}{4.9 \pm 0.4^{**}}$

Примечания. В числителе – содержание в растениях контрольного варианта, в знаменателе – при внесении в почву микроэлемента в дозе 2ПДК; \* – данные отсутствуют; \*\* – достоверность различий по сравнению с контролем ( $p < 0.05$ ).

нозов и поступления элементов питания в растения не только от абсолютного содержания, но и соотношения этих химических элементов между собой. Перераспределение микроэлементов в системе почва–растение зависит от многих факторов в т. ч. биологические особенности культуры, продуктивность растений, тип почвы, климатические условия и многие другие факторы (Yamin, Andrew, 2009).

В результате многолетних исследований оценено влияние кадмия, никеля, цинка, хрома и свинца на химический состав столовой свеклы, моркови и рапса ярового, селена – на химический состав рапса и яровой мягкой пшеницы (Синдирева, 2012, 2017, 2020). В количественном и качественном элементном составе растений находят отражение ряд факторов: геохимический, функциональный, генетического контроля, экологический (Ермохин, Синдирева, 2011). По силе своего действия факторы, влияющие на поступление микроэлементов в растение, располагаются в следующем порядке: сельскохозяйственная культура, концентрация элементов в почве, содержание в ней органического вещества, емкость поглощения катионов и другие (Ильин, 1991; Каббата-Пендиас, 1989; Bernal, 2007; Marschner H., 2012). В целом внесение соединений Cd, Ni, Zn, Cr, Pb, Se в почву способствовало изменению химического состава исследуемых культур (табл. 4).

Проведенные полевые исследования позволили рассчитать нормативные коэффициенты “*b*” интенсивности действия поступивших в лугово-

черноземную почву кадмия, никеля, цинка, хрома, свинца на изменение содержания этих химических элементов в корнеплодах столовой свеклы, моркови, в зеленой массе рапса ярового, зерне яровой мягкой пшеницы (табл. 5).

Установленные нормативы могут использоваться при расчете оптимальных доз микроэлемента, оценке его накопления в сельскохозяйственных культурах, а также для анализа химического состава и качества растениеводческой продукции. Например, полученные количественные характеристики параметра “*b*” растений позволяют прогнозировать химический состав столовой свеклы, моркови, рапса, пшеницы при антропогенном поступлении Cd, Ni, Zn, Cr, Pb, Se в почву по формуле (4):

$$J \text{ мкг/кг} = C\phi + (Dxb), \quad (4)$$

где *J* – содержание Cd, Ni, Zn, Cr, Pb, Se в растении, мг/кг сухого вещества;

*Cφ* – исходное содержание Cd, Ni, Zn, Cr, Pb, Se в растении, мг/кг сухого вещества;

*D* – доза поступившего элемента в почву, кг/га;

*b* – коэффициент интенсивности действия единицы поступившего элемента в растение, мг/кг.

В целом, проведенные многолетние исследования в условиях моделирования антропогенного поступления Cd, Ni, Zn, Cr, Pb, Se под сельскохозяйственные культуры позволили выявить следующие основные закономерности:

**Таблица 5.** Коэффициенты интенсивности действия “b” Cd, Ni, Zn, Cr, Pb, Se на химический состав растений (содержание микроэлементов в мг/кг сухого вещества)

Химический элемент	Коэффициенты интенсивности действия “b” в растениях			
	столовая свекла <i>Beta vulgaris</i>	столовая морковь <i>Daucus sativus</i>	яровой рапс <i>Brassica napus</i>	яровая мягкая пшеница <i>Triticum aestivum</i>
	корнеплод		надземная масса	зерно
Cd	0.0067	0.0019	0.027	—*
Ni	0.12	0.03	0.06	—
Zn	0.13	0.079	0.34	—
Cr	0.0116	0.0157	—	—
Pb	0.013	0.0151	—	—
Se	—	—	0.11	0.4

\* Данные отсутствуют.

– дополнительное поступление исследуемых химических элементов в почву способствует увеличению его содержания, как в органах запасаания ассимилятов, так и в генеративных органах растений;

– исходя из рассчитанных коэффициентов интенсивности действия, поглощение микроэлементов убывает в ряду: рапс яровой > столовая свекла > морковь;

– по абсолютному содержанию в растениях изучаемые элементы можно расположить в следующей убывающей последовательности: Zn > Ni > Cr, Pb > Cd, что связано с их химическими свойствами и биологической ролью.

При оценке влияния микроэлементов на химический состав растений особое внимание уделялось взаимодействию ионов при их поступлении. Степень проявления антагонистических и синергетических отношений между химическими элементами в процессе поступления их в растения определяется преимущественно уровнем отклонения концентрации взаимодействующих химических элементов в почве и растениях от оптимума, биологическими особенностями и фазой развития растений (Prasad, 2016; Aref, 2011). Это способствовало изменению внутреннего химического баланса в растительном организме. Данные исследования позволили установить схемы взаимодействия ряда элементов друг с другом в условиях поступления соединений Cd, Ni, Zn, Pb, Cr, Se (табл. 6).

Проведенные исследования подтверждают тот факт, что алгоритм минерального питания растений можно разработать на основе двух главных принципов – это изучение механизма поступления элементов минерального питания и количественный учет постоянно изменяющихся потребностей в питательных веществах возделываемых культур за счет внесения минеральных удобрений. При этом в обязательном порядке необходимо учитывать не только содержание микроэlemen-

тов в почве, но и, с учетом явлений антагонизма и синергизма ионов, влияние одних элементов питания на содержание других (Ермохин, Синдирева, 2011). Полученные данные можно использовать с учетом установленных оптимальных показателей соотношения макро- и микроэлементов в сельскохозяйственных растениях, например, с позиции продуктивности культур.

Влияние микроэлементов на процессы роста и развития растений в течение вегетации находит отражение в изменении продуктивности фитоценозов. Исследования показали, что действие Pb, Cu, Zn, Ni, Cd, Cr, Se на урожайность зависело от метеорологических условий года, вносимого элемента, его концентрации в почве и культуры. В частности, кадмий, никель, цинк в определенных дозировках стимулируют продуктивность сельскохозяйственных культур. Однако при увеличении доз кадмия свыше 1 ПДК, а никеля и цинка свыше 0.5 ПДК отмечается тенденция к снижению урожайности культуры (Синдирева, 2012). Считается, что кадмий не входит в число необходимых для жизнедеятельности микроэлементов (Ильин, 1991). В то же время доказано, что определенные концентрации Cd могут оказывать стимулирующее действие на растительный организм (Мельничук, 1990). Стимулирующее действие Cd на прорастание и рост растений обнаружено в работах ряда ученых (Шеуджен, 2003). Существует предположение, что Cd на определенном этапе развития семени, способен интенсифицировать биосинтез белков, ДНК, РНК (Ягодин и др., 1989). В ряде опытов с различными культурами установлено положительное влияние различных концентраций Cd на активность и биосинтез дегидрогеназ, фенилаланинаммонийлиазы, хроматина, цистина, цистеина, метионина, а также аскорбиновой кислоты (Шеуджен, 2003). В то же время при высоких концентрациях кадмий вызывает многочисленные и разнообразные изменения

**Таблица 6.** Характер взаимодействия отдельных химических элементов при поступлении их в растения

Химический элемент	Микроэлементы		
	синергизм	синергизм-антагонизм	антагонизм
<b>Столовая свекла <i>Beta vulgaris</i> Корнеплод (в период уборки)</b>			
Cd	Ni, Cu, N, P	Zn, Pb, K	—*
Ni	Cu, N, P	Zn, Pb, K	—
Zn	Pb, N, P	Cu	—
Cu	—	Pb, K	—
Pb	—	N	K
<b>Столовая морковь <i>Daucus sativus</i> Корнеплод (в период уборки)</b>			
Cd	Ni, Zn, N, P	—	Cu, Pb
Ni	P	Cu, Pb, Zn, N	—
Zn	P, N	—	Cu, Pb
Cu	P, Pb, K	N	—
Pb	P, N, K	—	—
<b>Рапс яровой <i>Brassica napus</i> (надземная масса)</b>			
Cd	Ni, Zn	Cu, Pb	—
Ni	Cu, Pb, Zn	—	—
Zn	—	Pb	—
Cu	—	Zn, Pb	—
Se	—	Cd	P, K, N, Zn

\* Данные отсутствуют.

метаболических процессов. Многие исследователи, изучающие симптомы проявления токсичности тяжелых металлов на сельскохозяйственных растениях, отмечают, что Cd в 2–20 раз токсичнее других металлов (Griling, Peterson, 1981). В литературе имеются множественные противоречивые данные о необходимости для нормальных процессов метаболизма растений других металлов, описываемых в данной статье. Однако во многих работах показано, что они выполняют ряд жизненно важных функций в организме (Каббата-Пендиас, 1989; Шеуджен, 2003; Marschner, 2012).

До сих пор не существует однозначного мнения по поводу необходимости селена для растительного организма, и, по мнению многих авторов, эссенциальность его для высших растений не доказана. Однако проведено множество исследований с различными культурами (зерновыми, овощными, кормовыми), показывающими достоверную прибавку в росте и развитии от применения данного микроэлемента. В то же время Se обладает узким интервалом между токсичностью и необходимостью для растений, вследствие этого повышенные дозировки микроэлемента отрицательно сказываются на урожайности культур, снижая ее на 10–50% (Голубкина, 2006; Синдирева, 2012; Argy, 1993; Brenneisen et al., 2005; Fairweather-Tait et al., 2011; Girling, 1984). Действие селена в системе почва-растение значительно зависит от способов его по-

ступления, а также форм его соединений (селенаты, селениты, органический селен и т.д.).

С помощью закономерностей, установленных в полевых опытах, представляется возможным диагностировать потребность растений в Pb, Cu, Zn, Ni, Cd, Cr, Se для получения запланированных урожаев на почвах определенного типа. С учетом наилучших доз микроэлементов на основе полученных экспериментальных данных можно сделать вывод об их оптимальном содержании в почве для питания культур ( $C_0$ , мг/кг), например, для рапса ярового по формулам:

$$\begin{aligned} \text{Cd: } C_0 &= C_1 + D \times "b" = \\ &= 0.069 + 7.1 \times 0.011 = 0.15, \end{aligned} \tag{5}$$

$$\begin{aligned} \text{Ni: } C_0 &= C_1 + D \times "b" = \\ &= 0.51 + 3.6 \times 0.005 = 0.53, \end{aligned} \tag{6}$$

$$\begin{aligned} \text{Zn: } C_0 &= C_1 + D \times "b" = \\ &= 0.66 + 26.2 \times 0.011 = 0.95, \end{aligned} \tag{7}$$

$$\begin{aligned} \text{Se: } C_0 &= C_1 + D \times "b" = \\ &= 0.052 + 11.7 \times 0.0012 = 0.066. \end{aligned} \tag{8}$$

Для формирования высокого урожая в количественном и качественном отношении необходимо знать кроме оптимальных уровней содержания микроэлементов в почве, их сбалансированное сочетание при питании растений. В области

**Таблица 7.** Коэффициенты интенсивности действия (“*b*”) единицы Ni, Zn, Se, содержащихся в растениях (в мг/кг) на формирование величины урожая сельскохозяйственных культур в т/га

Культура	Коэффициенты интенсивности действия (“ <i>b</i> ”)		
	Ni	Zn	Se
Корнеплоды			
Свекла <i>Beta vulgaris</i>	13.6	1.8	—*
Морковь <i>Daucus sativus</i>	18.2	4.64	—
Зеленая масса			
Рапс <i>Brassica napus</i>	6.42	0.34	1.1

\* Данные отсутствуют.

оптимальных дозировок микроудобрений на основе изученной связи химического состава растений и урожайности сельскохозяйственных культур рассчитаны коэффициенты интенсивности действия (“*b*”) единицы ряда исследуемых элементов, содержащихся в растениях (в мг/кг) на формирование величины (в т/га) урожая сельскохозяйственных культур (табл. 7). В данном случае коэффициент “*b*”, т.е. показатель взаимосвязи между величиной урожая (*y*) и содержанием микроэлементов (*x*), указывает, на сколько изменяется величина одного признака (*y*, урожайность, т/га) при изменении другого (*x*, содержание микроэлемента, мг/кг).

На основе полученных данных об урожайности установлены оптимальные уровни содержания макро- и микроэлементов в растениях, соответствующие максимальной продуктивности культур (табл. 8). Исследования показали, что с дополнительным поступлением химического элемента в окружающую среду изменяется весь химический состав растительного организма вследствие проявления антагонизма-синергизма между ионами как в почве, так и внутри растительного организма. Полученные соотношения позволяют нормировать химический состав растений с целью создания оптимальной по продуктивности и качеству растениеводческой продукции. В табл. 8 представлены оптимальные соотношения макро- и микроэлементов в растениях овощных и кормовых культур. Следует отметить, что биологическая роль каждого минерального элемента в животном организме специфична, и его наличие определяется пороговой концентрацией. Например, такие химические элементы, как Cd и Pb, роль которых до конца не раскрыта и в литературе в основном говорится об их токсичности, тоже выполняют определенные функции в живом организме, поэтому также имеют свой оптимум содержания. О роли кадмия говорилось выше. Касаясь биохимической роли свинца, А. Кабата-Пендиас и Х. Пендиас (1989) отмечают: “Хотя нет данных, свидетельствующих о том, что свинец жизненно необходим для роста каких-либо видов

растений, имеется много сообщений о стимулирующем действии на рост последних некоторых солей свинца при низких концентрациях. Более того, описаны эффекты торможения метаболизма растений, возникающие из-за низких уровней содержания свинца”.

Таким образом, строгое нормирование содержания и соотношения основных макроэлементов (N, P, K) и ряда микроэлементов (Cd, Ni, Zn, Se, Cu, Pb) в растениях позволит прогнозировать биогеохимическую ситуацию, связанную с химической нагрузкой в системе “почва–растение”.

З.И. Журбицкий и В.М. Лавриченко (1977) отмечают, что в одинаковых почвенно-климатических условиях растения одного вида расходуют одинаковое количество каждого химического элемента на формирование единицы урожая. В то же время нарушение естественных биогеохимических циклов элементов, в том числе, вследствие загрязнения окружающей среды, значительно влияет на вынос химических элементов.

Имея информацию о выносе химических элементов, можно определить их расход для формирования единицы растениеводческой продукции, а также установить способность растений к усвоению поступивших из почвы химических элементов. Данная информация представляется необходимой в целях установления нормативов действия микроэлементов в агрохимических и экологических целях. Например, в табл. 9 представлена доля выноса химических элементов с растениями от количества их поступления в почву.

Как видно из табл. 9, растения способны усваивать лишь незначительную часть от поступившего в почву количества микроэлементов. Необходимо отметить, что при данном балансе Cd, Ni, Zn, Se в условиях поступления их в дозах 0.5–2 ПДК может возникнуть экологическая проблема, связанная с избыточным накоплением данных элементов в почве. Среди изученных культур наибольший вынос по большинству элементов отмечается у рапса, что объясняется особенностями поступления элементов в растения, в т. ч. биологическими осо-

**Таблица 8.** Оптимальное содержание и соотношение макро- и микроэлементов в сельскохозяйственных растениях с позиции их продуктивности

Культура	Оптимальное содержание								
	макроэлементы, %			микроэлементы, мг/кг					
	N	P	K	Se	Cd	Ni	Zn	Cu	Pb
Надземная масса									
Рапс <i>Brassica napus</i>	3.7	0.6	3.3	1.2	0.9	5.1	44.0	3.6	3.5
	N ≈ 6.2P ≈ 1.1K			Zn ≈ 48Cd ≈ 8.6Ni ≈ 12Cu ≈ 12.6Pb ≈ 36.7Se					
Свекла <i>Beta vulgaris</i>	1.8	0.5	2.5	—*	0.6	3.2	26.9	6.9	3.8
	N ≈ 3.4P ≈ 0.7K			Zn ≈ 45Cd ≈ 8.3Ni ≈ 3.9Cu ≈ 7Pb					
Морковь <i>Daucus sativus</i>	1.9	0.4	2.6	—	0.4	2.0	17.3	4.4	3.6
	N ≈ 4.2P ≈ 0.7K			Zn ≈ 42Cd ≈ 8.1Ni ≈ 4.4Cu ≈ 5Pb					
Корнеплод									
Свекла <i>Beta vulgaris</i>	1.4	0.5	1.9	—	0.3	1.1	17.3	5.6	2.6
	N ≈ 2.9P ≈ 0.7K			Zn ≈ 56Cd ≈ 8.3Ni ≈ 3.4Cu ≈ 7Pb					
Морковь <i>Daucus sativus</i>	1.0	0.6	2.4	—	0.2	1.0	22.5	3.7	1.3
	N ≈ 1.9P ≈ 0.4K			Zn ≈ 52Cd ≈ 8.3Ni ≈ 2.7Cu ≈ 6Pb					

\* Данные отсутствуют.

бенностями культуры. Исследования показали, что исходя из рассчитанных коэффициентов интенсивности действия элементов на химический состав растений (табл. 5), поглощение, в частности, Cd, убывает в ряду: рапс яровой > столовая свекла > морковь.

Дополнительное поступление микроэлементов в растения агроценозов в оптимальных количествах способствует оптимизации элементного состава и устранению их дефицита, который объясняется естественным содержанием их в системе почва-растение, а также влиянием антропогенной деятельности (Marschner, 2012). В то же время несбалансированное, избыточное поступление элементов в растения вызывает тревогу с позиции экологической безопасности продукции. В проведенных нами исследованиях с овощными, кормовыми и зерновыми культурами наблюдается изменение содержания химических элементов по сравнению с контролем. Причем за счет явлений антагонизма-синергизма изменяется весь химический состав растений. Поэтому можно предположить, что содержание микроэлементов, даже не превышающее установленные нормативы ПДК, но выше фоновых естественных концентраций в растениях, представляет определенную опасность при введении данной продукции в пищу животных и человека за счет явления биомагнификации. Известно, что большинство микроэлементов попадает в организм животных с кормами (Kaledin, Stepanova, 2023). В связи с вышесказанным, в исследованиях по агроэкологической оценке мы особое внимание уделили третьему звену — влиянию микроэлементов почвы, дозированных

от 0.5 до 2 ПДК применением микроудобрений на химический состав растениеводческой продукции и метаболизм животных, потреблявших ее. При этом экологическая оценка предусматривала использование морфологических и биохимических методов исследований.

Преимущественно микроэлементы (в частности, металлы) аккумулируются в высоких концентрациях и долго остаются в почках и печени, что объясняется высоким содержанием в почечной и печеночной ткани особого белка металлотниона, богатого тиоловыми группами (Bustueva et al., 1994; Swiergosz-Kowalewska, 2001). В связи с этим для оценки экологического статуса Cd, Zn, Cr, Pb и Se были поставлены опыты на лабораторных животных и определены концентрации микроэлементов в печени крыс линии Wistar, потребляющих корма в течение 4 месяцев, обогащенные соединениями данных химических элементов при антропогенном поступлении в почву (табл. 10).

**Таблица 9.** Доля выноса химических элементов с растениями от количества их поступления в почву (%)

Химический элемент	Свекла <i>Beta vulgaris</i>	Морковь <i>Daucus sativus</i>	Рапс <i>Brassica napus</i>
Cd	0.097	0.066	3.79
Ni	0.18	0.11	0.58
Zn	1.18	0.71	0.82
Se	—*	—	0.065

\* Данные отсутствуют.

**Таблица 10.** Содержание микроэлементов в печени крыс

Группа животных	Содержание микроэлементов в печени животных, мг/кг
Содержание свинца	
Контроль	1.02 ± 0.06
Опытная Pb 2 ПДК	1.6 ± 0.07*
Содержание хрома	
Контроль	0.175 ± 0.021
Опытная Cr 2 ПДК	5.27 ± 0.53*
Содержание кадмия	
Контроль	0.02 ± 0.001
Опытная Cd 2ПДК	0.07 ± 0.002*
Содержание цинка	
Контроль	37.0 ± 2.0
Опытная Zn 2 ПДК	50.0 ± 2.0*
Содержание селена	
Контроль	1.5 ± 0.35
Опытная Se 2 ПДК	5.5 ± 0.20*

\* Достоверность различий по сравнению с контролем ( $p < 0.05$ ).

Полученные данные позволяют найти критические уровни их содержания, оказывающие токсическое действие на организм животных.

Данные табл. 10 показывают, что микроэлементы с разной интенсивностью накапливаются в печени (по возрастанию содержания их можно расположить в следующий ряд Cd–Cr–Pb–Se–Zn), что объясняется физиологическим действием химического элемента. Ионы исследуемых металлов вступают в соединения с карбоксильными, аминными и сульфгидрильными группами, имеющимися в молекулах белков, и таким путем задерживаются в организме. Они являются кумулятивными ядами, могут аккумулироваться и оставаться годами в печени, почках, селезенке и поджелудочной железе. При этом нарушается белковый, фосфорно-кальциевый и другие виды обмена. Повышенное поступление является причиной развития окислительного стресса в организме и, как следствие, активации процессов перекисного окисления липидов (Yang, 1983). Являясь для многих химических элементов основным органом детоксикации, печень является также мишенью токсического действия, причем для некоторых микроэлементов этот орган служит одним из критических для развития интоксикации в целом. Исследованиями (Синдирева, 2012, Синдирева, Зайко, 2020) проведен анализ структурно-функциональных преобразований органов опытных животных. Установлено, что корма, выращенные с применением всех исследуемых микроэлементов в дозе 2 ПДК, оказывают выраженное

гепатотоксическое действие, что связано с нарушением структуры и целостности мембран клеток печени, развившимися метаболическими нарушениями в этих органах и, как следствие, в организме в целом. Степень выраженности структурных изменений в органах животных зависит от вида элемента, дозы, продолжительности интоксикационного периода.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, на примере ряда микроэлементов (Cd, Zn, Ni, Cr, Pb, Se), изучены биогеохимические циклы в условиях аграрных экосистем на примере южной лесостепи Западной Сибири. Показано их распределение, трансформация и действие на различных трофических уровнях живых организмов. В условиях многолетних полевых опытов доказано, что антропогенное дополнительное поступление Cd, Zn, Ni, Cr, Pb, Se способствует изменению естественных биогеохимических циклов микроэлементов, что может послужить причиной развития микроэlementозов — патологических состояний, вызванных дефицитом, избытком или дисбалансом химических элементов в живом организме. Представленные данные об интегральных критериях прогноза и оценки их действия в системе почва–растение–животное с учетом определенных биогеохимических условий могут послужить основой для оценки и предотвращения риска указанных нарушений путем оптимизации минерального питания организмов в условиях усиливающегося техногенеза биосферы.

## ВЫВОДЫ

1. В условиях полевых многолетних опытов установлено среднее содержание в пахотном слое лугово-черноземной почвы (0–30см) подвижной формы Cd, Zn, Ni, Cr, Pb, Se при внесении установленных доз соединений этих микроэлементов в почву. Разработан нормативный коэффициент “b” с помощью которого можно прогнозировать накопление химического элемента в почве в случае его антропогенного поступления или, напротив, рассчитать дозировку внесения микроэлемента, необходимую для достижения оптимальной или токсичной концентрации.

2. В результате многолетних исследований изучено влияние Cd, Zn, Ni, Cr, Pb на химический состав столовой свеклы, моркови и рапса ярового, Se — на химический состав рапса и яровой мягкой пшеницы, что позволило выявить следующие основные закономерности:

— дополнительное поступление исследуемых химических элементов в почву способствует увеличению его содержания, как в органах запасаения ассимилятов, так и в генеративных органах растений;

– исходя из рассчитанных коэффициентов интенсивности действия, поглощение микроэлементов убывает в ряду: рапс яровой > столовая свекла > морковь;

– по абсолютному содержанию в растениях микроэлементы можно расположить в следующей убывающей последовательности: Zn > Ni > Cr, Pb, Se > Cd, что связано с их химическими свойствами и биологической ролью.

3. С помощью закономерностей, установленных в полевых опытах, представляется возможным диагностировать потребности растений в Pb, Cu, Zn, Ni, Cd, Cr, Se для получения запланированных урожаев на почвах определенного типа (в данном случае, лугово-черноземных почвах южной лесостепи Западной Сибири). На основе полученных экспериментальных данных рассчитано оптимальное содержание изученных химических элементов и их соотношение в почве и растительном организме с учетом продуктивности культур.

4. Проведена оценка содержания Cd, Zn, Cr, Pb и Se в печени крыс линии Wistar, потребляющих корма, обогащенные данными химическими элементами при антропогенном поступлении в почву. Полученные данные позволили найти критические уровни их содержания, оказывающие токсическое действие на организм животных.

5. Разработаны количественные параметры, характеризующие биогеохимические циклы микроэлементов в агроэкосистемах, с учетом принципов интегрального подхода к оценке их действия в системе почва–растение–животное.

*Автор выражает глубокую признательность научному редактору статьи доктору биологических наук В.В. Ермакову, а также рецензентам статьи за ценные замечания, позволившие улучшить ее качество.*

*Исследование выполнено по Государственному заданию в рамках темы (AAAA-A17-117032210022-7) “Экологическая оценка действия микроэлементов и экотоксикантов в системе почва–растение–животное в условиях Западной Сибири”.*

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Александровская Е.Ю., Синдирева А.В., Иеронова В.В. (2020) Экологическая оценка действия селена в системе почва-растение в условиях Западной Сибири. *Вестник Нижневарттовского государственного университета*. (1), 104-110.
- Голубкина Н.А., Папазян Т.Т. (2006) Селен в питании. Растения, животные, человек. М.: Печатный город, 269 с.
- Ермохин Ю.И., Башкатова Л.Н., Синдирева А.В., Трубина Н.К., Гиндемит А.М. (2019) Влияние кадмия, никеля, цинка на баланс химических элементов в почве. *Вестник Омского государственного аграрного университета*. 4(36), 12-19.
- Ермохин Ю.И., Синдирева А.В. (2011) *Взаимосвязи в питании растений*. Омск: Вариант-Омск, 208 с.
- Журбицкий З.И., Лавриченко В.М. (1977) Определение потребности растений в питании методом растительной диагностики. *Агрехимия*. (9), 127-133.
- Ильин В.Б. (1991) *Тяжелые металлы в системе почва-растение*. Новосибирск: Наука, 151 с.
- Илялетдинов А.Н. (1984) *Микробиологическое превращение металлов*. Алма-Ата: Наука, 268 с.
- Каббата-Пендиас А., Пендиас Х. (1989) *Микроэлементы в почвах и растениях*. М.: Мир, 429 с.
- Ковальский В.В. (1974) *Геохимическая экология*. М.: Наука, 298 с.
- Красницкий В.М. (2002) Агрехимическая и экологическая характеристики почв Западной Сибири. Омск: ОмГАУ, 144 с.
- Мельничук Ю.П. (1990) Влияние ионов кадмия на клеточное деление и рост растений. Киев: Наукова думка, 148 с.
- Синдирева А.В. (2012) Критерии и параметры действия микроэлементов в системе почва-растение-животное. Дис. докт. биол. наук. Тюмень: Тюменская сельскохозяйственная академия, 420 с.
- Синдирева А.В., Голубкина Н.А., Майданюк Г.А., Седокова Н.В. (2017) Экологическая оценка действия хрома, свинца, селена в трофических цепях. *Сборник научных докладов XX Международной научно-практической конференции “Аграрная наука – сельскохозяйственному производству Сибири, Казахстана, Монголии, Беларуси и Болгарии”*. Краснообск: Сибирский федеральный научный центр агроботехнологий РАН. 1, 462-466.
- Синдирева А.В., Зайко О.А. (2020) Моделирование поступления микроэлементов в организм животных и распределения их по органам. *Сборник материалов XI Национальной научно-практической конференции (с международным участием) “Экологические чтения – 2020”*. Омск: Омский государственный аграрный университет имени П.А. Столыпина, 523-529.
- Сысо А.И. (2007) *Закономерности распределения химических элементов в почвообразующих породах и почвах Западной Сибири*. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 277 с.
- Ягодин Б.А., Виноградова С.Б., Говорина В.В. (1989) Кадмий в системе почва–удобрение–растения–животные организмы и человек. *Агрехимия*. (5), 118-130.
- Шеуджен А.Х. (2003) Биогехимия. Майкоп: ГУРИПП “Адыгея”, 1028 с.
- Aref F. (2011) Concentration of zinc and boron in corn leaf as affected by zinc sulfate and boric acid fertilizers in a deficient soil. *Life Science J*. 8, 26-31
- Arvy M.P. (1993) Selenate and selenite uptake and translocation in bean plants (*Phaseolus vulgaris*). *Exp. Bot.* 44(263), 1083-1087.
- Baker D. E., Chensin L. (1975) Chemical monitoring of soil for environmental quality animal and health. *Advances in agronomy*. 27, 306-366.
- Bernal M., Cases R., Picorel R., Yruela I. (2007) Foliar and root Cu supply affect differently Fe and Zn uptake and photosynthetic activity in soybean plants. *Environmental and Experimental Botany*. 60. 145-150.

- Brenneisen P., Steinbrenner H., Sies H. (2005) Selenium, oxidative stress and health aspects. *Mol. Aspects Med.* **26**(4–5), 256–267.
- Bustueva K. A., Revich B. A., Bezpalko L. E (1994) Cadmium in the environment of three Russian cities and in human hair and urine. *Arch Environ Health.* **49**(4), 284–288.
- Chizzola R., Michitsch H., Franz Ch. (2003) Monitoring metallic micronutrients and heavy metals in herbs, spices and medicinal plants from Austria. *European Food Research and Technology.* **216**, 407–411.
- Diaconu D., Nastase V., Nanau M.M., Nechifor O., Nechifor E. (2009) Assessment of some heavy metals in soils, drinking water, medicinal plants and other liquid extracts. *Environment Engineering Management J.* **8**, 569–573.
- Ermakov V., Jovanović L. (2023) Chapter 1. The importance of biogeochemistry in environmental protection and green growth. In *Technogenesis, Green economy and Sustainable development.* (Eds. Jovanović L.N., Ermakov V.V., Ostroumov S.A.) Belgrade: Academic editions / Akademska izdanja, Zemun, 1–29.
- Fairweather-Tait S.J., Bao Y., Broadley M.R., Collings R. et al. (2011) Selenium in human health and disease. *Antioxid. Redox Signal.* **14**(7), 1337–1383.
- Ehrlich H.L., Newman D.K., Kappler A. (2015) *Geomicrobiology.* Sixth Edition. CRC Press, 668 p.
- Girling C.A. (1984) Selenium in agriculture the environment. *Review. Agr. Ecosystems and environment.* **11**(1), 37–65.
- Griling C.A., Peterson P.J. (1981) The Significance of the Cadmium Species in Uptake and Metabolism of Cadmium in Crop Plants. *Plant Nutr.* **3**, 703–720.
- He Z.L., Yang X.E., Stoffella P.J. (2005) Trace elements in agroecosystems and impacts on the environment. *Trace Elem Med Biol.* **19** (2–3), 125–40.
- Kaledin A.P., Stepanova M.V. (2023) Bioaccumulation of trace elements in vegetables grown in various anthropogenic conditions. *Foods and Raw Materials.* **11**(1), 10–16
- Marschner H. (2012) *Mineral Nutrition of Higher Plants.* London: Academic Press. 649 p.
- Ojuederie O.B., Babalola O.O. (2017) Microbial and plant-assisted bioremediation of heavy metal polluted environments: a review. *Int. J. Environ. Res. Public Health.* **14**, 1504.
- Valls M., Lorenzo V. (2002). Exploiting the genetic and biochemical capacities of bacteria for the remediation of heavy metal pollution. *Fems Microbiol. Rev.* **26**, 327–338.
- Yamin Ma., Andrew W. Rate (2009) Formation of trace element biogeochemical anomalies in surface soils: the role of biota. *Geochemistry Exploration Environment Analysis.* **9**, 353–367.
- Yang G.Q. (1983) Endemic selenium intoxication of human in China. *Am. J. Clin. Nutr.* **37**, 872–881.

## УЧАСТИЕ МЕЛКИХ МЛЕКОПИТАЮЩИХ В БИОГЕННОМ ТРАНЗИТЕ МИКРОЭЛЕМЕНТОВ ПРИ ХИМИЧЕСКОМ ЗАГРЯЗНЕНИИ СРЕДЫ

© 2023 г. С. В. Мухачева<sup>а</sup> \*, В. С. Безель<sup>а</sup>

<sup>а</sup>Институт экологии растений и животных УрО РАН, ул. 8 Марта, 202, Екатеринбург, 620144 Россия

\*e-mail: msv@ipae.uran.ru

Поступила в редакцию 06.03.2023 г.

После доработки 08.04.2023 г.

Принята к публикации 12.04.2023 г.

Рассмотрено участие мелких млекопитающих (ММ) в миграции эссенциальных (Cu, Zn) и токсических (Cd, Pb) микроэлементов (МЭ) в лесных экосистемах в условиях сильного химического загрязнения среды (1990–2000 гг.) крупным медеплавильным комбинатом (Средний Урал, Россия) и после существенного сокращения его выбросов (2010–2019 гг.). Своеобразие транзитных пищевых потоков (ТПП) в градиенте загрязнения определялось составом и обилием животных разных трофических групп (фитофагов, миксофагов, зоофагов), а также спецификой их питания. Сокращение выбросов сопровождалось позитивными сдвигами в сообществах ММ, выразившимися в увеличении численности и структурных перестройках отдельных трофических групп, которые привели к частичным изменениям в составе и количестве потребляемых кормов, а также содержанию в них МЭ. К концу периода наблюдений в фоновой зоне ТПП, контролируемые животными, для большинства МЭ (Cu, Zn, Cd) оставались стабильными, для Pb – 2-кратно снизился, но не в результате снижения выбросов. На загрязненных участках величина ТПП Zn не изменилась, Cd – увеличилась, Cu и Pb – снизилась. Сделан вывод, что в таежной зоне основной вклад в динамику биогенных потоков МЭ во времени и пространстве вносила группа миксофагов, доминировавшая в градиенте загрязнения.

**Ключевые слова:** загрязнение среды, транзитный пищевой поток микроэлементов, медь, цинк, кадмий, свинец, зоофаги, фитофаги, миксофаги

**DOI:** 10.31857/S0016752523100096, **EDN:** VBGPBQ

### ВВЕДЕНИЕ

В функционировании природных биогеоценозов (БГЦ) важнейшую роль играют пищевые цепи живых организмов, где происходит направленная передача вещества и энергии от источников (автотрофов) к потребителям (гетеротрофам). Отдельные звенья пищевых цепей, состоящие из сходных по типу питания организмов, объединяют в трофические уровни, каждый из которых в сложной взаимосвязанной системе выполняет свои функции (Вернадский, 1994; Ковальский, 1974; Покаржевский, 1985 и др.).

Мелкие млекопитающие (ММ) – традиционные модельные объекты разноплановых экологических исследований – объединяют представителей двух трофических уровней: консументов I-го (фитофаги) и II-го (зоофаги) порядков. Первый включает грызунов (отр. *Rodentia*) с широким кормовым спектром – от узкоспециализированных видов (зеленояды, семенояды) до миксофагов, использующих в пищу как растительные, так и животные объекты. Второй уровень представлен насекомоядными (отр. *Eulipotyphla*)

и мелкими хищными (отр. *Carnivora*), которые питаются преимущественно животной пищей, дополняя рацион растительными кормами. Потоки химических элементов через популяции ММ являются основной формой их участия в круговороте веществ, реализуемого благодаря транзиту элементов в составе корма через желудочно-кишечный тракт, а также за счет депонирования элементов в организмах животных с последующим их отмиранием (Безель и др., 2007; Ермаков, Тютиков, 2008; Покаржевский, 1985).

В условиях длительного антропогенного воздействия на природные биогеоценозы устойчивость миграционных потоков химических элементов нарушается, что приводит к деформациям исходных биогеохимических циклов. Результатом этих изменений является дисбаланс глобальной системы массообмена веществом и энергией между организмами и средой, которая лежит в основе существования биосферы (Ковальский, 1991).

Анализ последствий загрязнения природной среды для живых организмов зачастую ограничивается мониторингом содержания химических

элементов в депонирующих средах (в почвенном и снеговом покрове, подстилке) и ограниченном наборе индикаторных видов, которые представляют различные компоненты биоты, выступающие в качестве накопителей МЭ (мхах, лишайниках, сосудистых растениях, беспозвоночных, млекопитающих). Особое значение в этих условиях приобретает положение В.В. Ковальского (1982) о биогеохимических пищевых связях в качестве приоритетного подхода к мониторингу состояния природной среды. Такой подход позволяет оценить в какой мере сохранившиеся компоненты биоты способны выполнять биоценотические функции и, прежде всего, поддерживать необходимый уровень биогенного обмена. Устойчивое функционирование природных систем определяется целостной трофической структурой БГЦ, поскольку его высшие уровни, выступающие в качестве фактора интенсификации и стабилизации биогенных циклов МЭ, часто испытывают максимальное токсическое воздействие.

Ранее (Безель и др., 2007) на примере ММ двух трофических уровней, обитающих в зоне действия крупного медеплавильного завода (Средний Урал, Россия) в период стабильно высоких выбросов, было показано, что деформация биогенных потоков, контролируемых животными, обусловлена не только повышенным поступлением МЭ с пищей, но, в значительной мере, определяется уровнем численности локальных видовых популяций и положением видов в трофической структуре БГЦ. Анализ многолетней (1990–2020 гг.) динамики сообществ ММ позволил сделать вывод, что многократное сокращение выбросов инициировало в них восстановительные процессы, при этом выраженность позитивных сдвигов у представителей разных трофических групп (ТГ) была неодинаковой и зависела от уровня загрязнения территории, который опосредованно влиял на качество местообитаний (Мухачева, 2021). Изменится ли биогеохимический обмен МЭ через популяции ММ после существенного снижения промышленных выбросов? Какова роль отдельных ТГ в транзитном потоке эссенциальных и токсических МЭ в разные периоды?

Цель работы – проанализировать динамику транзитного потока МЭ (Cu, Zn, Cd, Pb) через популяции ММ, населяющие лесные биоценозы в окрестностях крупного медеплавильного завода в периоды стабильно высоких и почти прекратившихся выбросов. Тестировали две гипотезы: 1) транзитный пищевой поток МЭ через симпатрические популяции ММ разных трофических групп неодинаков и определяется как спецификой питания, так и численностью животных; 2) постепенное восстановление компонентов биоты, начавшееся после сокращения выбросов, приведет к выравниванию количественных показателей транзит-

ных пищевых потоков изученных МЭ через сообщества ММ на фоновых и загрязненных территориях.

## МЕТОДИКА

### *Источник выбросов*

Исследования выполнены в окрестностях Среднеуральского медеплавильного завода (СУМЗ) – крупнейшего в России предприятия по первичной выплавке меди и производству серной кислоты, расположенного в 50 км к западу от г. Екатеринбурга. За длительный (с 1940 г.) период непрерывной работы в его окрестностях сформировалась контрастная техногенная геохимическая аномалия, в почвах которой содержание тяжелых металлов превышало фоновые уровни в 10–100 раз. Характеристика СУМЗа как точечного источника эмиссии дана в публикациях (Воробейчик, Кайгородова, 2017; Kozlov et al., 2009). В 1970-е гг. валовые выбросы достигали пиковых значений, что делало предприятие одним из основных источников промышленного загрязнения в России. Начиная с 1980-х гг. объем выбросов постепенно снижался, а после модернизации производства (с 2010 г.) они не превышают 2.5–5 тыс. т/год. За последние 30 лет валовые выбросы завода сократились более, чем в 50 раз, при этом сильнее всего снизились концентрации SO<sub>2</sub> (в 80 раз), Cu (3000 раз), Zn (15 раз) и Pb (8.5 раза). Использованные в работе годы наблюдений условно отнесены к периодам стабильно высоких (1990–2000 гг., I период) и почти прекратившихся (2010–2019 гг., II период) выбросов.

### *Отлов животных*

Ежегодно ММ отлавливали в течение беснежного периода (с мая по сентябрь) по единой схеме. Ловушки располагали на стационарных линиях (по 25 шт. через 5–7 м, экспозиция – 4 сут с ежедневной однократной проверкой) в елово-пихтовых лесах на разном расстоянии от завода: на импактной (1–3 км от завода, зона сильного загрязнения), буферной (4–10 км, зона умеренного загрязнения) и фоновой (20–30 км, условно чистая зона) территориях. Методика отловов и характеристика участков исследования подробно изложены ранее (Мухачева, 2021). Отработано более 70 тыс. ловушко-суток (34.5 тыс. в I период, 36.4 тыс. – во II), добыто 3287 экз. 14 видов ММ, в том числе 1231 – в фоновой зоне, 2056 – в окрестностях СУМЗ (1741 экз. – в I период, 1546 – во II). В камеральных условиях всех ММ идентифицировали до вида, определяли пол, возраст, репродуктивный статус, а также оценивали размерно-весовые параметры особей. Названия видов соответствуют современным фаунистическим сводкам

по насекомоядным, полевым (Крыштufek, Shenbrot, 2022) и мышиным (Павлинов, Хляп, 2012).

#### Экспериментальные животные

В зависимости от трофической специализации и таксономической принадлежности все ММ были объединены в четыре группы: миксофагов, семяноядов, зеленоядов и зоофагов. Важнейшие характеристики групп приведены в табл. 1.

Группа “миксофагов” (М) включала лесных полевок р. *Clethrionomys* (*Cl. glareolus*, *Cl. rutilus*) и р. *Craseomys* (*Cr. rufocanus*), которые доминировали во всех зонах (от 50 до 75% населения) и отличались широким кормовым спектром — от зеленых частей сосудистых растений, семян и ягод, до грибов, мхов, лишайников, беспозвоночных, изредка — позвоночных. Группа “семяноядов” (G) представлена мышами р. *Sylvaemus* (*S. uralensis*) и р. *Apodemus* (*Ap. agrarius*), доля в населении 10–20%, в годы пика в окрестностях завода — до 40%. Основные корма — семена (деревьев, кустарников, травянистых растений) и сочные плоды, реже — ягоды, грибы, беспозвоночные. Группу “зеленоядов” (H) составляли серые полевки р. *Microtus* (*M. agrestis*, *M. arvalis*) и р. *Alexandromys* (*A. oeconomus*), доля в населении ММ всех зон незначительна, предпочитаемые корма — зеленые части травянистых растений (побеги, листья, стебли), а также ягоды, семена, кора, беспозвоночные. Являясь консументами I-го порядка, ММ групп М, G и H играют роль биокатализаторов, пропуская через желудочно-кишечный тракт потребляемую первичную продукцию, что способствует более полному и интенсивному включению МЭ в биогенный обмен (Покаряевский, 1985).

Особое положение в сообществах ММ занимает группа “зоофагов” (Z), представленная землеройками (р. *Sorex*) и кротом (р. *Talpa*). Землеройки характеризуются широкой зоной кормодобывания и разнообразным спектром животных кормов (черви, насекомые, пукообразные, моллюски, реже — мелкие позвоночные), в экстремальных условиях они способны частично переходить на растительные корма. Во всех зонах состав группы был сходным (*S. araneus*, *S. isodon*, *S. caecutiens* и *S. minutus*), а ее доля не превышала 15–20%, в годы пика могла достигать до 40–50%.

От рассмотренных выше видов ММ кардинально отличается крот — единственный долгоживущий стенотопный вид, который питается преимущественно дождевыми червями, ведет подземный образ жизни и оказывает значительное воздействие на среду за счет роющей деятельности. Но из дальнейшего анализа вид был исключен из-за неравномерного распределения в лесных местообитаниях в целом и полном отсутствии вблизи завода.

#### Оценивание численности животных

В работе использованы данные по абсолютной численности животных (плотности, экз./га), рассчитанные по методике А.Д. Бернштейн с соавторами (1995). Для перевода относительных показателей (экз./100 лов-сут) в абсолютные использовали предложенные авторами коэффициенты, которые корректировали в зависимости от уровня численности.

Чтобы нивелировать влияние циклических колебаний численности, характерных для большинства видов ММ зоны бореальных лесов, для каждого периода использовали результаты за 10 последовательных лет, включавших все фазы популяционной динамики. Отлов животных в течение трех туров (весна, лето, осень) позволил учесть сезонную динамику демографического состава и численности видовых популяций в течение бесснежного периода. В качестве учетной единицы использовали данные за каждый год исследований, суммированные по турам. Средние значения плотности населения ММ в градиенте загрязнения среды в разные периоды приведены в табл. 1.

#### Суточное потребление корма

Интенсивность потребления корма животными в летне-осенний период в значительной степени зависит от их возраста, пола и репродуктивного состояния (Кузнецов, Михайлин, 1985; Мухачева, 2005). Поэтому для каждой ТГ (с учетом зоны загрязнения и периода наблюдений) оценивали суточное потребление корма “модельной” особью, рассчитанное на основе средневзвешенных значений, отражающих доленое участие видов в ТГ, их демографическую структуру и размерно-весовые характеристики особей (табл. 1). Для грызунов (М, G, H) применяли методику, предложенную Г.В. Кузнецовым и А.П. Михайлиным (1985). Для землероек (Z) расчеты выполнены на основе литературных данных о суточном потреблении корма разными видами (Wołk, 1969) и массе тела экспериментальных особей.

#### Химический анализ образцов

В качестве интегрального показателя поступления МЭ в организм с пищей использовали содержимое желудка (Мухачева, 2005). Образцы для химического анализа собирали по одному протоколу в течение всего периода наблюдений. У каждой особи извлекали содержимое желудка, высушивали в сушильном шкафу при температуре 75°C до воздушно-сухой массы, упаковывали в герметичные пластиковые пакеты и хранили в до начала аналитических работ. Далее образцы гомогенизировали, взвешивали (около 0.1 г) на аналитических весах KERN-770 (с точностью до 0.0001 г), помещали в тефлоновые сосуды с 7 мл

**Таблица 1.** Характеристика трофических групп мелких млекопитающих, населяющих территории с разным уровнем загрязнения в зоне действия СУМЗ, в периоды стабильно выкосных (I) и почти прекратившихся (II) выкосов

Характеристика группы	Трофическая группа	Период	Зона исследования		
			фоновая	буферная	импактная
Видовой состав трофической группы	Семянояды (G)	I, II	<i>S_ural</i> , <i>A_agr</i>	<i>S_ural</i> , <i>A_agr</i>	<i>S_ural</i> , <i>A_agr</i>
	Зеленояды (H)	I, II	<i>M_arv</i> , <i>M_agr</i> , <i>A_oecon</i>	<i>M_arv</i> , <i>M_agr</i> , <i>A_oecon</i>	<i>M_arv</i> , <i>M_agr</i>
	Миксофаги (M)	I, II	<i>Cl_glar</i> , <i>Cl_rut</i> , <i>Cr_rfc</i>	<i>Cl_glar</i> , <i>Cl_rut</i> , <i>Cr_rfc</i>	<i>Cl_glar</i> , <i>Cl_rut</i> , <i>Cr_rfc</i>
	Зоофаги (Z)	I, II	<i>S_aran</i> , <i>S_caec</i> , <i>S_isod</i> , <i>S_min</i>	<i>S_aran</i> , <i>S_caec</i> , <i>S_isod</i> , <i>S_min</i>	<i>S_aran</i> , <i>S_caec</i> , <i>S_isod</i> , <i>S_min</i>
Абсолютная численность группы ( $N_i$ ) <sup>1</sup> , экз/га	G	I/II	2.31/3.05	2.28/3.44	2.92/2.33
	H	I/II	2.33/2.00	1.89/1.98	1.83/1.91
	M	I/II	14.63/20.16	7.44/11.27	5.81/4.68
	Z	I/II	4.29/4.50	2.65/3.92	2.68/2.87
	ИТОГО	I/II	23.57/29.71	14.28/20.61	13.24/11.78
Масса тела “модельной” особи <sup>2</sup> , г	G	I	<u>18.14 ± 0.86</u>	<u>17.31 ± 0.67</u>	<u>19.07 ± 0.55</u>
		II	17.37 ± 0.52	17.61 ± 0.43	18.91 ± 0.44
	H	I	<u>33.59 ± 0.93</u>	<u>26.74 ± 1.03</u>	<u>26.75 ± 1.64</u>
		II	31.68 ± 0.74	26.60 ± 0.75	21.82 ± 0.71
	M	I	<u>20.91 ± 0.21</u>	<u>20.48 ± 0.23</u>	<u>19.92 ± 0.29</u>
		II	20.09 ± 0.14	20.36 ± 0.17	19.83 ± 0.23
	Z	I	<u>7.52 ± 0.43</u>	<u>5.80 ± 0.39</u>	<u>5.19 ± 0.58</u>
		II	7.23 ± 0.31	5.79 ± 0.30	4.75 ± 0.40
Суточное потребление корма “модельной” особью ( $M_i$ ) <sup>1</sup> , г сухой массы	G	I/II	2.86/2.76	2.80/2.83	2.89/2.88
	H	I/II	3.97/3.67	3.39/3.34	3.49/3.13
	M	I/II	3.06/2.95	3.02/2.98	2.98/2.97
	Z	I/II	1.49/1.33	1.01/1.02	1.07/0.81
Анализируемая выборка	G	I/II	40/62	66/79	96/47
	H	I/II	34/16	28/21	11/43
	M	I/II	642/750	548/391	341/209
	Z	I/II	156/124	188/137	89/80
ИТОГО	I/II	872/952	830/628	537/379	

Примечания. *S\_ural* – малая лесная мышь, *A\_agr* – полевая мышь, *M\_arv* – обыкновенная полевка, *M\_agr* – пашенная полевка, *A\_oecon* – полевка-экономка, *Cl\_glar* – рыжая полевка, *Cl\_rut* – красная полевка, *Cr\_rfc* – красно-серая полевка, *S\_aran* – обыкновенная бурозубка, *S\_caec* – средняя бурозубка, *S\_isod* – равнозубая бурозубка, *S\_min* – малая бурозубка; 1 – среднее геометрическое значение, 2 – среднее арифметическое значение и ошибка среднего.

65%-ной HNO<sub>3</sub> (осч) и 1 мл деионизированной H<sub>2</sub>O, выдерживали в течение 30 мин и затем озоляли в микроволновой печи MWS-2 (Berghof, Германия). После озонения объем пробы доводили до 10 мл деионизированной H<sub>2</sub>O. Концентрацию Cu, Zn, Cd и Pb (мкг/г сухой массы) в образцах определяли методом атомной абсорбции на

спектрометре AAS 6 Vario (Analytik Jena, Германия). Качество измерений оценивали по международному стандартному образцу CRM 185R (бычья печень). Извлечение составило (в %): Cu – 93.2, Zn – 99.8, Cd – 114.2, Pb – 94.4, предел обнаружения (в мкг/мл): для Cu – 0.013, Zn – 0.005, Cd – 0.001, Pb – 0.013. Если концентрация

элемента была ниже предела обнаружения, для статистического анализа использовали значение, равное его 1/2. Проанализировано 1217 образцов содержимого желудков (табл. 2). Пробоподготовка и химический анализ образцов выполнены в 2015–2017 гг. и 2019 г. по стандартным протоколам в лаборатории экотоксикологии популяций и сообществ ИЭРиЖ УрО РАН.

#### *Транзитный пищевой поток*

Транзитный пищевой поток элементов (ТПП, мг/га сутки) через сообщества ММ представлял собой сумму ТПП через выделенные ТГ животных, рассчитанные для каждого года наблюдений с учетом уровня загрязнения (зоны) и периода наблюдений. Величину ТПП для каждой группы ( $i$ ) вычисляли как произведение суточного потребления корма “модельной” особью ( $M_i$ ), концентрации элемента в ее рационе ( $C_i$ ) и суммарной плотности локальных видовых популяций, составляющих группу ( $N_i$ ):

$$\text{ТПП}_i = M_i C_i N_i.$$

#### *Статистический анализ*

Распределение концентраций МЭ в большинстве случаев приближалось к логнормальному, поэтому для статистической обработки данные предварительно логарифмировали ( $\text{Log}_{10}$ ). Для показателей плотности животных, суточного потребления корма, содержания МЭ в рационе и величины ТПП рассчитывали среднее геометрическое, минимальное и максимальное значения. Различия между ТГ, зонами и периодами исследования оценивали с помощью дисперсионного анализа. В статистических тестах значимыми считали различия при  $p < 0.05$ . Расчеты выполнили в пакете JMP v.11 (Sagver, 2014).

## РЕЗУЛЬТАТЫ

#### *Плотность населения ММ разных трофических групп*

Суммарная плотность сообщества ММ зависела от уровня загрязнения территории ( $F = 8.75$ ,  $p = 0.0005$ ), снижаясь по мере приближения к заводу в 1.7–1.8 раза, тогда как период исследований и взаимодействие факторов не оказывали значимого влияния ( $p > 0.05$ ) на ее динамику. Направленные изменения отмечали в группах миксофагов – в 2–4 раза ( $F = 10.20$ ,  $p = 0.0002$ ) и зоофагов – в 1.2–1.6 раза ( $F = 5.11$ ,  $p = 0.009$ ). Численность зеленоядов во всех зонах была невысокой и почти не менялась во времени, тогда как семенояды характеризовались отсутствием четких трендов, достигая максимальных значений в импактной (период I) и буферной (период II) зонах.

Усиление различий в уровне численности миксофагов в импактной зоне относительно буферных (с 1.3 до 2.4 раз) и фоновых (с 2.5 до 4.3 раз) участков во II-й период обусловлено разнонаправленными тенденциями: увеличением в фоновой (на 40%) и буферной (на 50%) зонах при одновременном снижении (на 25%) в импактной зоне (табл. 1).

#### *Суточное потребление корма особями разных трофических групп*

Результаты расчетов суточного потребления корма “модельной” особью ( $M_i$ ) выявили значимое влияние уровня загрязнения территории ( $F = 30.61$ ,  $p < 0.0001$ ), периода исследований ( $F = 28.11$ ,  $p < 0.0001$ ), принадлежности к ТГ ( $F = 332.78$ ,  $p < 0.0001$ ), а также их взаимодействий ( $F = 4.57–23.36$ ,  $p = 0.0001–0.003$ ). В ряду Зеленояды > Миксофаги > Семенояды > Зоофаги количество потребленного корма (в расчете на 1 особь) закономерно снижалось по мере приближения к заводу от I-го периода наблюдений ко II-му (табл. 1).

#### *Концентрации микроэлементов в корме животных разных трофических групп*

Концентрации всех рассмотренных МЭ в содержимом желудка консументов I-го порядка, а также Cu и Pb – у консументов II-го порядка закономерно увеличивались по мере приближения к заводу ( $F = 4.59–330.17$ ,  $p = 0.0001–0.014$ ).

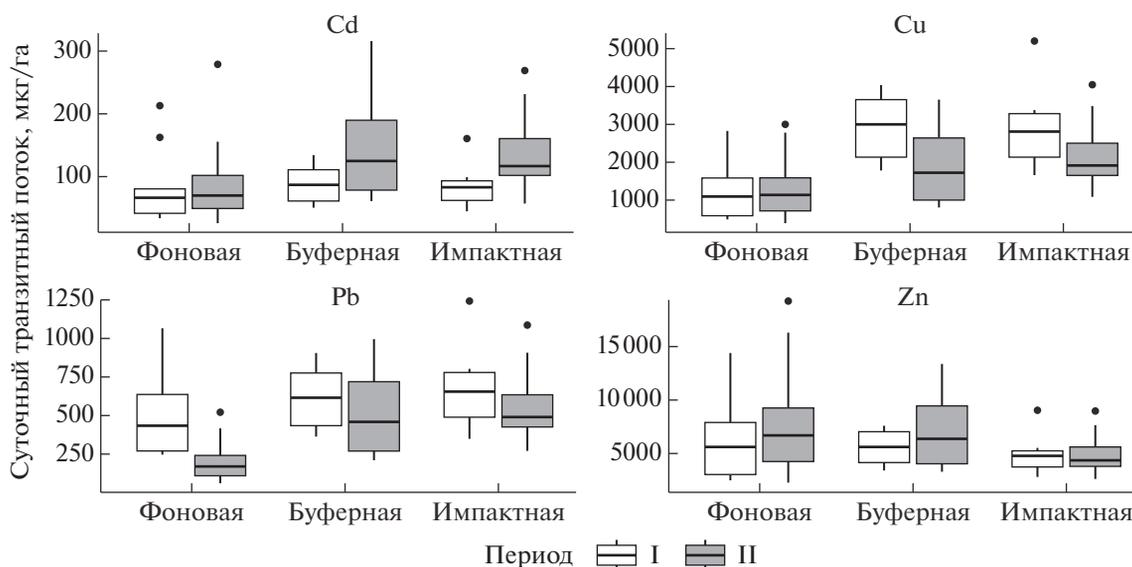
Содержание эссенциальных МЭ в корме ММ всех ТГ с загрязненных участков превышало соответствующие фоновые значения в течение всего интервала наблюдений: Cu – в 2.5–5.4 раза, Zn – в 1.1–3 раза (табл. 2). Сокращение выбросов не привело к значимому снижению уровней Cu и Zn в рационах ММ в фоновой и импактной зонах, тогда как на умеренного загрязненных территориях регистрировали значимое уменьшение концентраций обоих элементов – в группе семеноядов ( $F = 14.21–14.69$ ,  $p = 0.003$ ), Cu – в остальных группах ( $F = 12.07–30.92$ ,  $p = 0.0001–0.003$ ).

Концентрации токсических МЭ в содержимом желудка разных ТГ в пространстве и времени изменялись неодинаково. Так, в корме консументов I-го порядка с загрязненных участков в течение всего интервала наблюдений содержание Pb превышало фоновые значения в 1.3–11 раз, Cd – в 1.5–8 раз (табл. 2). Исключение составляла группа зеленоядов, фоновые особи которой в течение всего I-го периода потребляли с пищей в 1.5 раза больше Pb и Cd, чем в окрестностях завода. У консументов II-го порядка динамика концентраций токсических элементов на протяжении всего временного интервала характеризовалась немонотонными изменениями с максимумом в буферной зоне, при этом во II-й период различия усилились.

**Таблица 2.** Концентрация химических элементов (мкг/г сухой массы) в содержимом желудка ММ разных трофических групп в градиенте загрязнения в периоды стабильно высоких (I) и почти прекратившихся (II) выбросов СУМЗа

Элемент	Учетный период (годы)					
	I (1990–1998)			II (2010–2019)		
	Участок исследования			Участок исследования		
	фоновый	буферный	импактный	фоновый	буферный	импактный
	Семянояды					
Медь	$\frac{16.06}{4.47-103.79}$	$\frac{56.95}{14.35-991.36}$	$\frac{65.50}{2.74-706.50}$	$\frac{16.50}{3.32-92.11}$	$\frac{20.73}{4.78-122.76}$	$\frac{41.30}{134.59-217.52}$
Цинк	$\frac{71.31}{27.04-560.30}$	$\frac{122.58}{45.23-614.38}$	$\frac{126.00}{36.04-652.21}$	$\frac{72.91}{24.86-492.31}$	$\frac{78.57}{35.58-167.40}$	$\frac{106.65}{37.99-311.57}$
Кадмий	$\frac{0.29}{\text{па}-3.68}$	$\frac{1.21}{0.03-8.06}$	$\frac{1.52}{0.33-18.52}$	$\frac{0.31}{\text{па}-2.60}$	$\frac{0.47}{0.05-5.59}$	$\frac{1.12}{0.05-5.49}$
Свинец	$\frac{2.13}{\text{па}-31.48}$	$\frac{11.99}{2.55-254.68}$	$\frac{17.75}{2.96-226.43}$	$\frac{1.38}{\text{па}-14.40}$	$\frac{2.97}{0.29-29.40}$	$\frac{5.33}{0.12-57.02}$
n	25	18	35	44	55	28
	Зеленояды					
Медь	$\frac{29.81}{8.71-131.40}$	$\frac{113.06}{35.28-752.40}$	$\frac{108.79}{40.30-750.84}$	$\frac{10.01}{3.80-24.36}$	$\frac{27.23}{8.12-83.31}$	$\frac{61.43}{19.93-229.56}$
Цинк	$\frac{110.54}{27.04-560.30}$	$\frac{192.69}{45.23-614.36}$	$\frac{187.87}{2.74-736.50}$	$\frac{56.30}{16.72-128.71}$	$\frac{139.65}{35.54-237.03}$	$\frac{162.22}{78.49-364.36}$
Кадмий	$\frac{2.28}{\text{па}-27.72}$	$\frac{1.63}{0.16-22.78}$	$\frac{1.63}{1.61-22.70}$	$\frac{0.54}{0.09-4.08}$	$\frac{1.06}{0.05-28.97}$	$\frac{1.57}{0.10-3.47}$
Свинец	$\frac{24.83}{\text{па}-85.58}$	$\frac{16.51}{6.31-27.20}$	$\frac{16.42}{6.05-36.75}$	$\frac{2.89}{0.36-15.38}$	$\frac{4.79}{0.45-26.94}$	$\frac{18.78}{2.65-109.91}$
n	16	11	11	15	14	10
	Миксофаги					
Медь	$\frac{18.56}{2.29-223.25}$	$\frac{75.29}{6.52-1048.80}$	$\frac{101.09}{4.11-831.78}$	$\frac{16.19}{3.74-70.76}$	$\frac{41.03}{9.83-164.22}$	$\frac{95.63}{12.76-699.98}$
Цинк	$\frac{90.10}{18.26-416.30}$	$\frac{139.00}{22.98-531.40}$	$\frac{182.41}{14.43-810.91}$	$\frac{94.12}{25.99-317.46}$	$\frac{132.38}{7.65-608.05}$	$\frac{193.17}{64.52-820.25}$
Кадмий	$\frac{0.59}{\text{па}-23.60}$	$\frac{2.59}{\text{па}-25.06}$	$\frac{3.46}{0.35-88.63}$	$\frac{0.86}{\text{па}-9.23}$	$\frac{2.54}{0.03-46.39}$	$\frac{7.54}{1.52-56.46}$
Свинец	$\frac{4.61}{\text{па}-97.84}$	$\frac{16.85}{0.16-207.47}$	$\frac{25.92}{0.63-287.38}$	$\frac{2.36}{\text{па}-48.36}$	$\frac{10.42}{0.06-78.82}$	$\frac{25.76}{0.10-657.69}$
n	238	152	131	157	93	62
	Зоофаги					
Медь	$\frac{19.51}{9.70-77.00}$	$\frac{70.04}{40.70-145.00}$	$\frac{63.37}{48.50-215.50}$	$\frac{18.75}{8.37-86.64}$	$\frac{61.1}{9.8-161.5}$	$\frac{74.4}{34.2-442.0}$
Цинк	$\frac{138.83}{57.79-472.40}$	$\frac{159.86}{74.20-254.20}$	$\frac{133.57}{72.74-259.80}$	$\frac{164.18}{48.65-492.31}$	$\frac{176.68}{104.61-434.86}$	$\frac{155.75}{94.56-271.04}$
Кадмий	$\frac{4.89}{0.80-19.76}$	$\frac{4.68}{0.18-7.68}$	$\frac{4.01}{1.83-9.39}$	$\frac{4.33}{0.16-24.75}$	$\frac{11.54}{0.42-79.68}$	$\frac{3.09}{0.16-11.29}$
Свинец	$\frac{10.50}{3.15-30.41}$	$\frac{27.35}{5.54-115.00}$	$\frac{13.97}{4.69-36.80}$	$\frac{4.57}{\text{па}-36.20}$	$\frac{25.66}{6.42-233.32}$	$\frac{10.81}{1.31-92.85}$
n	17	12	9	37	19	24

Примечания. Приведено среднее геометрическое значение (над чертой), минимальное и максимальное значения – под чертой, n – количество проанализированных образцов.



**Рис. 1.** Суммарный транзитный пищевой поток токсических (Cd, Pb) и эссенциальных (Cu, Zn) МЭ через популяции ММ в градиенте загрязнения среды выбросами СУМЗа в периоды стабильно высоких (I) и почти прекратившихся (II) выбросов.

Сокращение выбросов (от периода I к II) привело к значимому ( $F = 3.96-15.752$ ,  $p = 0.0001-0.05$ ) снижению уровней Pb в рационах семяноядов (все зоны) – в 2–4 раза, миксофагов и зеленоядов (на фоновых и буферных территориях) – в 1.5–10 раз, зоофагов (фоновая зона) – в 2 раза. Концентрации Cd в корме животных большинства ТГ не имели четко выраженных трендов за исключением семяноядов (3-кратное снижение) и зоофагов (увеличение в 3 раза) из буферной зоны, а также миксофагов – из импактной (увеличение в 2 раза).

#### Транзитный пищевой поток МЭ

Расчетные значения величины суммарных ТПП (мг/га) изученных элементов через сообщества ММ в градиенте загрязнения в разные периоды исследований приведены на рис. 1. Вклад отдельных ТГ в структуру ТПП отражен на рис. 2. Результаты расчетов выявили значимое влияние уровня загрязнения территории, периода исследования, а также взаимодействия факторов (табл. 3).

Величина суммарных ТПП монотонно увеличивалась (в 1.2–3.3 раза) от фоновых участков к более загрязненным: Cu и Pb – в течение обоих периодов, Cd – в I-й период. Во II-й период суммарный ТПП Cd характеризовался нелинейными изменениями с максимумом в буферной зоне, при этом фоновые и импактные значения были сходными. Исключение составлял Zn, флуктуации ТПП которого в пространстве и времени не превышали 20%.

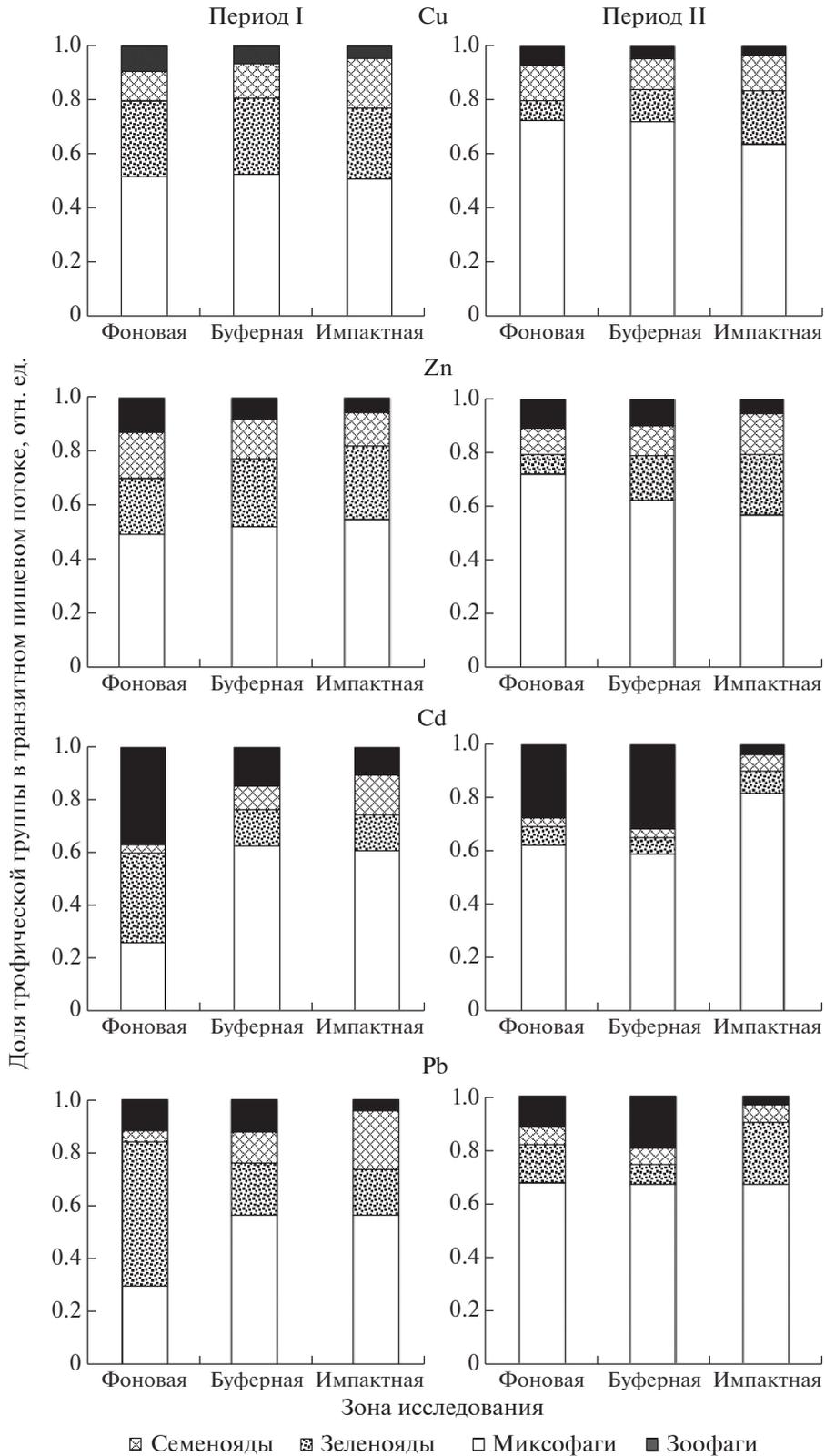
Анализ ТПП с учетом трофической специфики показал, что максимальный вклад в структуру

потоков эссенциальных МЭ во всех зонах вносила группа миксофагов, на долю которой приходилось от 50 до 80% величины суммарного ТПП (рис. 2). Минимальный вклад (менее 25%) представители этой группы вносили в суммарные ТПП токсических элементов на фоновых территориях в I-й период. Для остальных ТГ снижение уровня загрязнения (во времени и в пространстве) сопровождалось уменьшением величины ТПП рассмотренных элементов в 2–10 раз. Максимальный вклад (20–50%) эти группы вносили в формирование ТПП токсических МЭ: семянояды и зеленояды – Pb, зоофаги – Cd.

#### ОБСУЖДЕНИЕ

Согласно классическим представлениям биота формирует и контролирует в биосфере потоки вещества и энергии, обеспечивая постоянство параметров окружающей среды (Вернадский, 1994). Организмы, находящиеся на разных трофических уровнях, активно участвуют в стабилизации экосистем, выступая в роли геохимических барьеров и природных депо химических элементов (Ковальский, 1974; Покаржевский, 1985; Ермаков, Тютюков, 2008). Биогенные циклы, имеющие постоянную интенсивность в естественных (не измененных антропогенным воздействием) БГЦ, можно рассматривать в качестве фактора, обеспечивающего их стабильное функционирование, а деформацию циклов в условиях загрязнения среды – как проявление дестабилизирующих процессов.

Ранее мы показали, что в период высоких выбросов СУМЗа участие животных в формирова-



**Рис. 2.** Долевое участие разных трофических групп ММ в формировании транзитного пищевого потока эссенциальных и токсических МЭ в градиенте загрязнения среды выбросами СУМЗа в периоды стабильно высоких (I) и почти прекратившихся (II) выбросов.

**Таблица 3.** Результаты дисперсионного анализа отличий величины транзитного потока изученных элементов через популяции мелких млекопитающих разных трофических групп в градиенте загрязнения в периоды стабильно высоких и почти прекратившихся выбросов СУМЗ (F-критерий, в скобках – достигнутый уровень значимости)

Источник изменчивости	df	Cu	Zn	Cd	Pb
Семянояды					
Зона	2	60.05 (<0.0001)	1.77 (0.180)	108.31 (<0.0001)	126.90 (<0.0001)
Период	1	23.75 (<0.0001)	1.96 (0.168)	14.52 (0.0004)	151.42 (<0.0001)
Зона × период	2	9.97 (0.0002)	6.23 (0.004)	8.53 (0.0006)	5.89 (0.005)
Зеленояды					
Зона	2	116.69 (<0.0001)	24.14 (<0.0001)	0.86 (0.430)	25.33 (<0.0001)
Период	1	230.56 (<0.0001)	36.63 (<0.0001)	93.07 (<0.0001)	254.61 (<0.0001)
Зона × период	2	12.66 (<0.0001)	9.50 (0.0003)	46.07 (<0.0001)	100.89 (<0.0001)
Миксофаги					
Зона	2	7.39 (0.002)	1.00 (0.371)	11.51 (<0.0001)	14.05 (<0.0001)
Период	1	0.07 (0.797)	3.37 (0.071)	14.79 (0.0003)	0.16 (0.668)
Зона × период	2	1.20 (0.310)	6.74 (0.486)	0.98 (0.383)	0.05 (0.954)
Зоофаги					
Зона	2	1.16 (0.322)	15.76 (<0.0001)	26.65 (<0.0001)	24.03 (<0.0001)
Период	1	8.72 (0.005)	1.17 (0.284)	1.66 (0.203)	5.55 0.022
Зона × период	2	2.04 (0.139)	0.66 (0.529)	10.07 (<0.0001)	4.02 (0.024)
Суммарный поток (все трофические группы)					
Зона	2	13.47 (<0.0001)	1.58 (0.215)	2.44 (0.061)	11.23 (<0.0001)
Период	1	3.53 (0.065)	1.00 (0.322)	6.74 (0.012)	12.24 0.0009
Зона × период	2	1.70 (0.192)	0.17 (0.848)	0.89 (0.417)	3.40 (0.041)

нии биогенных циклов МЭ определялось уровнем загрязнения среды, составом сообществ, их численностью и биомассой (Безель и др., 2007). Располагая обширными данными, достаточно полно характеризующими вышеупомянутые факторы, попробуем выделить наиболее важные для формирования ТПП эссенциальных (Cu, Zn) и токсических (Cd, Pb) элементов при значительном снижении техногенной нагрузки.

Предполагая, что многократное сокращение промышленных выбросов завода приведет к частичному “очищению” компонентов биоты (верхних горизонтов почвы, подстилки, растительности, беспозвоночных), ожидали, что постепенное восстановление среды в окрестностях СУМЗ увеличит экологическую емкость местобитаний (в первую очередь, защитно-кормовых свойств) для представителей различных ТГ.

*Динамика сообществ мелких млекопитающих*

В ответ на промышленное загрязнение среды в сообществах ММ происходят структурные перестройки, величина и направление которых зависят от типа воздействия, его интенсивности и длительности, а также от специфики видов, составляющих сообщества (Лукьянова, Лукьянов, 1998; Мухачева и др., 2010; Мухачева, 2013, 2021; Катаев, 2017; Kozlov et al., 2005). Предприятия цветной металлургии оказывают на биоту сильное негативное воздействие: по мере приближения к ним видовое богатство и численность ММ уменьшаются как монотонно (Лукьянова, Лукьянов, 1998; Катаев, 2017), так и нелинейно, с максимумом в зоне умеренных нагрузок. Так, в окрестностях меде(никеле)плавильных заводов на Среднем и Южном Урале (Мухачева и др., 2010; Мухачева, 2021), Кольском полуострове (Катаев, 2017; Kozlov et al., 2005) и в Финляндии (Мухачева, 2013) различия в суммарном обилии ММ в буферных и фоновых зонах достигали 1.2–5 раз, буферных и импактных – 5–20 раз. В непосредственной близости от заводов постоянное население ММ как правило отсутствовало (Мухачева и др., 2010; Kozlov et al., 2005).

Анализ многолетней динамики сообществ ММ в зоне действия СУМЗ в показал, что за 30 лет наблюдений реакция животного населения на загрязнение принципиально не изменилась (Мухачева, 2021). В каждый из периодов увеличение загрязнения сопровождалось значимым снижением суммарного обилия и локального разнообразия сообществ, тогда как общее количество видов в фоновой и загрязненных зонах оставалось сходным (13 и 12 видов соответственно). Сокращение выбросов не оказало существенного влияния на сообщество ММ фоновой зоны: оно оставалось монодоминантным (на супердоминанта – рыжую полевку – ежегодно приходилось более 75%), флуктуации видовой структуры были незначительными, а увеличение численности животных к концу наблюдений (за счет миксофагов и семеноядов) было связано с сукцессионными изменениями растительности.

В окрестностях завода сокращение выбросов привело к структурным перестройкам (смене доминантов), а тренды изменения численности животных не совпадали в буферной (увеличение) и импактной (отсутствие изменений) зонах. Увеличение обилия всех ТГ в буферной зоне рассматривали как признак начальных стадий восстановления сообщества ММ за счет улучшения защитно-кормовых свойств местообитаний. На импактных участках позитивные сдвиги в сообществе были выражены лишь в группе зоофагов и проявлялись в увеличении долевого участия и численности доминанта – средней бурозубки (Мухачева, 2021).

*Динамика содержания микроэлементов в рационах мелких млекопитающих*

В природных популяциях ММ накопление МЭ характеризуется видовой специфичностью. Это значит, что при равных уровнях загрязнителей во внешней среде их неодинаковое содержание в организме животных обусловлено особенностями экологии видов и, прежде всего, питания (Мухачева, 2005, 2022; Gall et al., 2015; Pankakoski et al., 1994). В.А. Hunter с соавторами (1987) выявили существенные различия в содержании МЭ в корме ММ разных ТГ, совместно обитающих в окрестностях завода по рафинированию меди. В расчете на 1 г массы тела зоофаги потребляли больше Cu (в 3 раза) и Cd (12 раз) по сравнению с зеленоядами и семеноядами, а поступление Zn не зависело от типа питания. Основной причиной наблюдаемых различий авторы считают высокое содержание МЭ в корме зоофагов (беспозвоночных) при относительно низких уровнях в растительной пище. Известно также, что грызуны способны эффективно регулировать потребление МЭ путем селективного отбора менее загрязненного корма. Этот феномен был продемонстрирован для некоторых видов мышевидных грызунов в лабораторных (Beernaert et al., 2008) и природных условиях (Мухачева, 2017; Ozaki et al., 2018).

Согласно нашим данным в фоновой зоне среди совместно обитающих видовых популяций ММ максимальным содержанием МЭ в корме в течение обоих периодов характеризовались зоофаги, минимальным – семенояды, а миксофаги и зеленояды занимали по шкале накопления промежуточное положение. При этом в расчете на 1 г массы тела землеройки (консументы II-го порядка) по сравнению с грызунами (консументами I-го порядка) потребляли с кормом больше МЭ: эссенциальных (Cu, Zn) – в 1.3–5 раз, токсических (Cd, Pb) – в 2.4–22 раза. Аналогичная картина наблюдалась и на умеренно загрязненных территориях, с той разницей, что для эссенциальных МЭ диапазон сузился (1.1–2.7), а для токсических, напротив, увеличился (1.7–35 раз). На сильно загрязненных участках наблюдали смену “лидера” по содержанию МЭ в корме – место зоофагов заняли миксофаги (лесные полевки). По сравнению с землеройками в организм полевок с кормом ежедневно поступало (в расчете на 1 г массы тела) в 1.1–2.3 раз больше эссенциальных МЭ, в 1.4–6.6 раз – токсических.

В качестве возможных причин подобных изменений на загрязненных территориях мы рассматриваем, с одной стороны, частичную смену кормовых объектов в пределах группы, с другой, структурные изменения в составе ТГ. Оба предположения подтверждаются фактами.

В фоновой и буферной зонах состав кормовых объектов землероек сходен, при этом дождевые черви играют важное значение в питании группы. Однако на умеренно загрязненных участках концентрации Cd и Pb в теле дождевых червей превышают фоновые в 4–7 раз (Нестеркова и др., 2014). Кроме того их пищеварительный тракт содержит частички загрязненной почвы, что значительно увеличивает поступление токсических МЭ в организм землероек с кормом. На импактных участках, напротив, происходит своеобразное “очищение” рационов зоофагов по сравнению с буферной зоной, в результате которого средние уровни МЭ приближаются к фоновым значениям (Мухачева, 2022). Это связано с тем, что вблизи завода в питании всех видов землероек дождевые черви отсутствуют, а основу рациона составляют беспозвоночные замещающих групп (*Elateridae*, *Staphylinidae*, *Carabidae*) с пониженной биоаккумуляцией токсических МЭ (Безель и др., 2007; Мухачева, 2022).

Увеличение концентрации Cd в содержимом желудков миксофагов, населяющих сильно загрязненные территории, в период почти прекратившихся выбросов обусловлено общим повышением уровня элемента в кормовых объектах полевых в 1.5–4 раза вследствие интенсивной аккумуляции Cd в гумусовом горизонте и лесной подстилке (Мухачева, 2017), а также структурными перестройками в группе. Во II-й период наблюдали ротацию доминантов среди миксофагов: лидирующее положение (75% общей численности против 15% в I-й период) занимает красная полевка (*Cl. rutilus*), корм которой по сравнению с рыжей полевкой (*Cl. glareolus*) – доминантом I-го периода – содержит в 1.5 раза больше Cu и токсических МЭ.

Структурные перестройки затронули и другие ТГ, наиболее выраженными они были в группе зоофагов. Сокращение выбросов от I-го периода ко II-му сопровождалось уменьшением доли “крупных” видов (*S. araneus*, *S. isodon*) в населении землероек фоновой и импактной зон в 2–11 раз (соответственно). Именно этим фактом обусловлено снижение средней массы “модельных особей” (на 4–8%) и суточного потребления корма (на 10–24%) в пределах зон. В градиенте загрязнения общее снижение численности группы и доли крупных видов (при неизменном видовом составе) по мере приближения к заводу привело к 40–60%-ному уменьшению обсуждаемых показателей у импактных землероек по сравнению с фоновыми (табл. 1).

Таким образом, снижение техногенной нагрузки в пространстве (при удалении от завода) и времени (от I-го периода ко II-му) в большинстве случаев сопровождалось общим уменьшением концентраций МЭ (как эссенциальных, так и токсических) в корме животных и затронуло все ТГ. Однако изменения, произошедшие за 30 лет

наблюдений, не эквивалентны многократному (в 50 раз) снижению объемов валовых выбросов СУМЗа и содержания в них (в 8–3000 раз) рассмотренных МЭ (Cu, Zn, Pb).

#### *Динамика транзитных пищевых потоков в пространстве и времени*

Предполагали, что сообщества ММ в совокупности характеризуют широкий спектр пищевых предпочтений консументов I и II порядков, отражая в значительной мере состав и уровень химического загрязнения среды. С другой стороны, общий объем суточного потребления МЭ всеми видами, составляющими сообщества ММ, позволяет оценить участие животных в локальных биогеохимических циклах, а также выявить возможные изменения миграционных потоков МЭ в периоды стабильно высоких выбросов и в ходе естественной реабилитации среды после многократного их сокращения. В зависимости от сбалансированности процессов результатами совместного действия рассмотренных факторов могут быть стабилизация, интенсификация или замедление биогеохимического обмена МЭ.

Выполненные расчеты показали, что в течение бесснежного периода на каждом гектаре пихтово-еловых лесов фоновой зоны популяциями ММ за счет потребления с кормом в биогенный обмен (в зависимости от фазы популяционной динамики) ежедневно включается: Zn – от 2.2 до 19.3 мг, Cu – от 0.5 до 3.0 мг, Pb – от 0.06 до 1.1 мг, Cd – от 0.03 до 0.3 мг. В окрестностях завода значения суммарного ТПП Zn было близким к фоновому (2.6–13.3 мг/га), тогда как для остальных элементов регистрировали двукратное превышение величины ТПП: суточное поступление Cu составило от 0.8 до 5.2 мг/га, Pb – от 0.2 до 1.3 мг/г, Cd – от 0.05 до 0.3 мг/га.

Анализ обобщенных (за 10-летние интервалы) данных показал, что характер изменений пищевого транзита изученных МЭ имел много общего. В градиенте загрязнения на протяжении обоих периодов снижение нагрузки сопровождалось увеличением суммарных ТПП Zn на 20–25%, тогда как величина суммарных ТПП остальных элементов, напротив, снижалась (рис. 1). Зональные различия были максимальными для Cu (I-й период) и Pb (II-й период), ТПП которых при удалении от завода закономерно уменьшались в 2.7–3.3 раза (соответственно).

На фоновых территориях сокращение выбросов СУМЗа ожидаемо не привело к значимому снижению величины суммарных ТПП Zn, Cu и Cd. Отсутствие выраженных временных изменений можно рассматривать как стабилизацию биогенного обмена этих МЭ, что свидетельствует о низком уровне антропогенного воздействия (в

частности, загрязнения) на БГЦ в фоновой зоне. Действительно, содержание МЭ в депонирующих средах (в снеговом покрове, почвенных горизонтах, лесной подстилке) и других компонентах биоты (сосудистые растения, дикорастущие плоды и ягоды, грибы) соответствовало уровням регионального фона (Безель и др., 2010; Воробейчик, Кайгородова, 2017; Трубина и др., 2013, 2014).

За тот же временной интервал величина фонового ТПП Pb по сравнению с исходным значением снизилась вдвое, что можно интерпретировать как замедление обменных процессов. Основной причиной изменений явилось значительное (от 2 до 10 раз) снижение концентраций Pb в корме ММ всех ТГ, обитающих на незагрязненных участках. Следует заметить, что эффект был настолько выраженным, что компенсировать его не смогло даже 40% увеличение суммарного обилия животных. Мы полагаем, что резкое снижение уровня Pb в компонентах биоты в последние два десятилетия связано, в первую очередь, с общим сокращением содержания элемента в выхлопах автотранспорта в результате перехода с этилированного бензина на другие виды топлива. Напомним, что все исследованные зоны пересекает крупная автомагистраль с интенсивным трафиком.

На загрязненных территориях сокращение выбросов (от I-го периода ко II-му) сопровождалось разнонаправленными изменениями величины ТПП: общим снижением для Cu и Pb, увеличением – для Cd, незначительными флуктуациями – для Zn (рис. 1, табл. 3). Уменьшение величины ТПП обусловлено, в первую очередь, резким (от 1.5 до 5 раз) снижением концентраций МЭ в корме консументов I-го порядка в буферной (для Cu и Pb) и импактной (только Cu) зонах. Это хорошо согласуется с информацией, что после модернизации производства в составе выбросов СУМЗа максимально снизилось содержание именно Cu и Pb (Воробейчик, Кайгородова, 2017). Основной вклад в формирование ТПП этих МЭ вносит группа миксофагов, причем в течение всего временного интервала наблюдений величина потоков, контролируемых представителями этой группы, поддерживалась на одном уровне (в абсолютном выражении), тогда как участие остальных ТГ по сравнению с исходными значениями снизилось в 1.5–3 раза, либо не изменилось (рис. 2). Таким образом, на загрязненных территориях можно констатировать как стабилизацию (Zn), так и замедление (Cu, Pb) биогеохимического обмена МЭ.

Особенности временной динамики ТПП Cd на загрязненных участках заключаются в интенсификации (в 1.6 раза) обменных процессов от I-го периода ко II-му. При этом механизмы формирования потоков Cd в разных зонах неодинаковы: на умеренно загрязненных территориях прирост обеспечивается преимущественно за счет

группы зоофагов, на сильно загрязненных – миксофагов (рис. 2).

Повышенный вклад зоофагов в буферной зоне связан с совместным действием двух факторов: ростом численности группы (в 2.4 раза), с одной стороны, и эквивалентным увеличением концентраций Cd в их рационах (в 2.5 раза) за счет частичной смены кормов. Причины подобных изменений обсуждались нами выше. Заметим, что наши оценки вклада зоофагов в формирование суммарных ТПП всех изученных МЭ могут быть несколько занижены из-за особенностей использованного метода учета применительно к землеройкам. Незначительное увеличение ТПП Cd в буферной зоне за счет миксофагов обусловлено исключительно изменениями численности группы, поскольку содержание элемента в корме полевых буферной зоны в течение всего периода наблюдений не изменилось. На сильно загрязненных участках значимое увеличение ТПП Cd, напротив, связано с двукратным ростом концентраций элемента в корме животных, поскольку общая численность группы в течение II-го периода здесь даже снизилась.

Таким образом, наша гипотеза о специфике ТПП потоков через популяции ММ разных ТГ, совместно обитающих на загрязненных и фоновых территориях в периоды высоких и сократившихся выбросов, подтвердилась полностью. Предположение о выравнивании количественных показателей транзитных потоков изученных МЭ в результате многократного сокращения выбросов СУМЗа подтвердилась частично, лишь в отношении Zn и Pb, уровень геохимического обмена которых приблизился к современным (II период), либо исходным (I период) фоновым значениям (соответственно). Для Cu и Cd даже к окончанию II-го периода исходные фоновые значения ТПП в окрестностях завода были превышены в 2 раза.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Нам не известны длительные исследования сообществ ММ в зоне действия точечного источника загрязнения среды, где на основе ежегодных регистраций видового состава, обилия, демографических и размерно-весовых параметров животных с привлечением данных о микроэлементном составе их рационов проводились бы прямые сравнения интенсивности биогеохимических потоков эссенциальных и токсических МЭ через популяции мышевидных грызунов (8 видов) и мелких насекомоядных (4 вида), совместно населяющих фоновые и загрязненные территории.

Проверяемая гипотеза о своеобразии биогенного обмена МЭ, обусловленного спецификой питания и численностью животных подтвердилась полностью. Показано, что величина тран-

зитных потоков МЭ (Cu, Zn, Cd, Pb) через сообщества ММ с учетом трофической специализации (семеноядов, зеленоядов, миксо- и зоофагов) отдельных видов, совместно обитающих в зоне действия Среднеуральского медеплавильного завода определялась количеством потребляемого корма, содержанием в нем МЭ, а также численностью сравниваемых групп.

Сокращение выбросов СУМЗа сопровождалось закономерным снижением суточного потребления корма в ряду Зеленояды > Миксофаги > Семенояды > Зоофаги по мере приближения к заводу. При этом на фоновых и умеренно загрязненных территориях максимальным содержанием МЭ в корме характеризовались зоофаги, минимальным – семенояды. В непосредственной близости от завода повышенным накоплением МЭ в рационах отличались миксофаги, минимальным – семенояды. Наблюдаемые изменения были связаны со структурной перестройкой в составе трофических групп (смена доминантов) и частичной сменой кормов. Снижение техногенной нагрузки в пространстве (при удалении от завода) и времени (1990–2019 гг.) в большинстве случаев сопровождалось общим уменьшением концентраций МЭ (как эссенциальных, так и токсических) и затронуло все ТГ. При этом, изменения, произошедшие за 30 лет наблюдений, не были эквивалентны 50-кратному снижению объемов выбросов СУМЗа за тот же период.

Наши предположения о постепенном выравнивании количественных показателей транзитных потоков изученных МЭ на загрязненных и фоновых территориях в результате снижения техногенной нагрузки подтвердились частично. Величина суммарных ТПП большинства МЭ (Cu, Zn, Cd) на фоновых территориях характеризовала стабильное функционирование системы в течение всего временного интервала, а замедление процессов биогенного обмена Pb не было связано с уровнем промышленного загрязнения. В окрестностях СУМЗ постоянной интенсивностью в пространстве и времени отличался лишь ТПП Zn, тогда как динамику ТПП других МЭ можно интерпретировать как замедление (Cu, Pb), либо интенсификацию (Cd) биогенного обмена через популяции ММ, совместно обитающих на загрязненных территориях. Основными причинами наблюдаемых деформаций обменных процессов были структурные перестройки в сообществах ММ, а также изменение концентраций МЭ в корме отдельных ТГ.

Естественная реабилитация антропогенно нарушенных территорий представляет собой сложный процесс, в котором участвует многогранный комплекс живых организмов, составляющих БГЦ – продуцентов, консументов, деструкторов. Роль сообществ ММ в процессах биогенного обмена МЭ следует рассматривать в качестве одного из

звеньев, отражающих сложные процессы, происходящие в пространстве и времени.

*Авторы признательны Ю.Л. Суморокову, Е.Ю. Сумороковой, С.Ю. Суморокову и А.А. Герасимову за помощь в сборе и обработке полевых материалов; А.В. Щенеткину, Э.Х. Ахуновой и Ю.Н. Шаховой – за выполнение аналитических работ, научному редактору В.В. Ермакову и анонимным рецензентам – за конструктивные замечания к тексту рукописи.*

*Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов и подтверждают соблюдение применимых этических норм в работе с животными.*

*Анализ данных и подготовка рукописи выполнены в рамках государственного задания Института экологии растений и животных УрО РАН (№ 122021000076-9).*

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Безель В.С., Мухачева С.В., Куценогий К.П., Савченко Т.И., Чанкина О.В. (2007) Участие мелких млекопитающих в биогенных циклах химических элементов в наземных экосистемах. *Проблемы биогеохимии и геохимической экологии*. 4(2), 80-91.
- Безель В.С., Мухачева С.В. (2020) Биогеохимия мелких млекопитающих при химическом загрязнении среды: есть ли эффект от снижения выбросов? *Геохимия*. 65(3), 823-832.
- Bezel V.S., Mukhacheva S.V. (2020) Geochemical ecology of small mammals at industrially polluted areas: is there any effect of reduction in the emissions? *Geochem. Int.* 58(8), 959-967.
- Безель В.С., Мухачева С.В., Трубина М.Р. (2010) Продукция природных экосистем в пищевых рационах населения Свердловской области. *Аграрный вестник Урала*. 72(6), 61-65.
- Бернштейн А.Д., Михайлова Т.В., Апекина Н.С. (1995) Эффективность метода ловушко-линий для оценки численности и структуры популяций рыжей полевки. *Зоологический журн.*, 74(7). 217-282.
- Вернадский В.И. (1994) Живое вещество в биосфере. М.: Наука, 671 с.
- Воробейчик Е.Л., Кайгородова С.Ю. (2017) Многолетняя динамика содержания тяжелых металлов в верхних горизонтах почв в районе воздействия медеплавильного завода в период снижения его выбросов. *Почвоведение*. (8), 1009-1024.
- Ермаков В.В., Тютиков С.Ф. (2008) Геохимическая экология животных. М.: Наука, 315 с.
- Катаев Г.Д. (2017) Воздействие выбросов медно-никелевого предприятия на состояние популяций и сообществ мелких млекопитающих Кольского полуострова. *Заповедная наука*. 2(2), 19-27.
- Ковальский В.В. (1974) Геохимическая экология (очерки). М.: Наука, 298 с.
- Ковальский В.В. (1982) Геохимическая среда и жизнь. М.: Наука, 78 с.
- Ковальский В.В. (1991) Геохимическая среда, микроэлементы, реакции организмов. *Тр. биогеохим. лаб.* 22. М.: Наука, 5-23.

- Кузнецов Г.В., Михайлин А.П. (1985) Особенности питания и динамики численности рыжей полевки в условиях широколиственного леса. Млекопитающие в наземных экосистемах. М.: Наука, 127-156.
- Лукьянова Л.Е., Лукьянов О.А. (1998) Реакция сообществ и популяций мелких млекопитающих на техногенные воздействия. I. Сообщества. *Успехи современной биологии*. **118**(5), 613-622.
- Мухачева С.В. (2005) Особенности питания рыжей полевки в условиях техногенного загрязнения среды обитания. *Сибирский экологический журн.* (3), 523-533.
- Мухачева С.В. (2013) Изменение структуры и численности населения мелких млекопитающих в зоне действия предприятия “Норильский никель” (Харьявалта, Финляндия). *Международный журн. прикладных и фундаментальных исследований*. (8), 145-148.
- Мухачева С.В. (2017) Многолетняя динамика концентрации тяжелых металлов в корме и организме рыжей полевки (*Myodes glareolus*) в период снижения выбросов медеплавильного завода. *Экология*. (6), 461-471.
- Мухачева С.В. (2021) Многолетняя динамика сообществ мелких млекопитающих в период снижения выбросов медеплавильного завода. I. Состав, обилие и разнообразие. *Экология*. (1), 66-76.
- Мухачева С.В. (2022) Многолетняя динамика концентрации тяжелых металлов в организме землероек р. *Sorex* в период снижения выбросов медеплавильного завода. *Экология*. (5), 370-384.
- Мухачева С.В., Давыдова Ю.А., Кшняев И.А. (2010) Реакция населения мелких млекопитающих на загрязнение среды выбросами медеплавильного производства. *Экология*. (6), 452-458.
- Нестеркова Д.В., Воробейчик Е.Л., Резниченко И.С. (2014) Тяжелые металлы в пищевой цепи “почва – дождевые черви – европейский крот” в условиях загрязнения среды выбросами медеплавильного завода. *Сибирский экологический журн.* (5), 777-788.
- Павлинов И.Я., Хляп Л.А. (2012) Отряд Rodentia. *Млекопитающие России: систематико-географический справочник*. **52**. М.: Т-во научн. изданий КМК. С. 144-308.
- Покаржевский А.Д. (1985) *Геохимическая экология наземных животных*. М.: Наука. 429 с.
- Трубина М.Р., Воробейчик Е.Л. (2013) Содержание тяжелых металлов в лекарственных растениях в зоне действия Среднеуральского медеплавильного завода. *Растительные ресурсы*. **49**(2), 203-222.
- Трубина М.Р., Мухачева С.В., Безель В.С., Воробейчик Е.Л. (2014) Содержание тяжелых металлов в плодах дикорастущих растений в зоне аэротехногенного воздействия Среднеуральского медеплавильного завода (Свердловская область). *Растительные ресурсы*. **50**(1), 67-83.
- Beernaert J., Scheirs J., Van Den Brande G., et al. (2008). Do wood mice (*Apodemus sylvaticus* L.) use food selection as a means to reduce heavy metal intake? *Environ. Pollut.* **151**, 599-607.
- Carver R. (2014) Practical data analysis with JMP. Cary, NC: SAS Institute, 232 p.
- Gall J.E., Boyd R.S., Rajakaruna N. (2015) Transfer of heavy metals through terrestrial food webs: a review. *Environ. Monit. Asses.* **187**(4), 1-21.
- Hunter B.A., Johnson M.S., Thompson D.J. (1987) Ecotoxicology of copper and cadmium in a contaminated grassland ecosystem. III Small mammals. *J. Appl. Ecol.* **24**(2), 601-614.
- Kozlov M.V., Zvereva E.L., Gilyazov A.S., Kataev G.D. (2005) Contaminated zone around a nickel-copper smelter: a death trap for birds and mammals? *Trend in biodiversity research*. N.Y.: Nova Science, 81-101.
- Kozlov M.V., Zvereva E.L., Zverev V.E. (2009) Impact of point polluters on terrestrial biota. Comparative analysis of 18 contaminated areas. Springer. 500 p.
- Kryštufek B., Shenbrot G.I. (2022). Voles and lemmings (Arvicolinae) of the Palaearctic region. Maribor: University Press. 437 p.
- Ozaki S., Fritsch C., Valot B. et al. (2018) Does pollution influence small mammal diet in the field? A metabarcoding approach in a generalist consumer. *Molec. Ecol.* 1-14.
- Pankakoski E., Koivisto I., Hyvärinen H. (1994) Shrews as indicators of heavy metal pollution. *Advances in the biology of Shrews. Carnegie Museum of Natural History Special Publication*. 137-149.
- Wołk E. (1969) Body weight and daily food intake in captive shrews. *Acta Theriol.* **14**(4), 35-47.

## ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ И МЕТОДИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ К АНАЛИЗУ ПРОСТРАНСТВЕННЫХ ЗАКОНОМЕРНОСТЕЙ РАСПРОСТРАНЕНИЯ ЭНДЕМИЧЕСКИХ ЗАБОЛЕВАНИЙ ГЕОХИМИЧЕСКОЙ ПРИРОДЫ

© 2023 г. Е. М. Коробова<sup>а</sup> \*, В. С. Баранчуков<sup>а</sup> \*\*, Л. И. Колмыкова<sup>а</sup> \*\*\*

<sup>а</sup>Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН, ул. Косыгина, 19, Москва, 119991 Россия

\*e-mail: korobova@geokhi.ru

\*\*e-mail: baranhcukov@gmail.com

\*\*\*e-mail: kmila9999@gmail.com

Поступила в редакцию 15.03.2023 г.

После доработки 03.05.2023 г.

Принята к публикации 05.05.2023 г.

На протяжении миллионов лет своей геологической истории (фанерозоя) коэволюция всех живых организмов осуществлялась в условиях жесточайшей конкуренции за ресурсы и возможности максимального воспроизводства, что в условиях геохимической неоднородности первичной (дочетвертичной) биосферы приводило к формированию саморегулируемой системы экологических ниш, в которой все местные биоценозы и соответствующие им виды животных и растений были в максимальной степени адаптированы к параметрам среды обитания. Однако, с появлением разума ситуация коренным образом изменилась. Человек стал доминирующим видом и начал сознательное освоение новых, в том числе геохимически неблагоприятных, территорий, что и явилось причиной формирования зон устойчивых эндемических заболеваний. Исходя из этой предпосылки, для всех существующих видов должны существовать территории с физиологически оптимальными условиями обитания, то есть те, при которых данный вид сформировался в его современном виде. Из этого следует, что, имея возможность зафиксировать геохимические параметры ненарушенной биосферы, можно получить характеристики, соответствующие экологически идеальным для местных видов животных и растений. В теоретическом плане это позволило выдвинуть гипотезу о том, что, фиксируя разницу между наблюдаемой и идеальной геохимической обстановкой, можно строить карты риска возникновения заболеваний геохимической природы, в том числе и на территориях, подвергшихся техногенному загрязнению. В статье изложена методика и приведены примеры построения таких карт. Полученные результаты могут иметь важное практическое значение при организации системы санэпидемслужбы, при решении проблем ликвидации последствий техногенных загрязнений и проведении профилактических мероприятий по минимизации эндемической заболеваемости.

**Ключевые слова:** биогеохимия, геохимическая экология, эколого-геохимические исследования, эндемические заболевания, здоровье человека

**DOI:** 10.31857/S0016752523100060, **EDN:** NLACVQ

### ВВЕДЕНИЕ

Согласно основным положениям биогеохимии, химическое строение биосферы на каждом этапе представляет собой результат эволюционного взаимодействия совокупности живых организмов с геохимической средой своего обитания. При этом и человек, как и любой сформированный в биосфере вид, по образному выражению В.И. Вернадского, ни на секунду не может быть свободен от среды своего обитания. Опираясь на идеи М.В. Ломоносова (Вернадский, 1901, 1911) и своего учителя В.В. Докучаева (Докучаев, 1899) и других ученых, В.И. Вернадский обозначил пути изучения химического строения биосферы через выход на количественную оценку взаимодействия организмов со средой обитания путем об-

мена химическими элементами. Он писал, что “Подходя геохимически и биогеохимически к изучению геологических явлений, мы охватываем всю окружающую нас природу в одном и том же атомном аспекте. Это отличает XX век от прошлых веков” (Вернадский, 1980). Такой подход к изучению обмена веществом между живой и косной материей позволяет изучать особенности биогенной миграции в пространстве и времени на уровне отдельных химических элементов и соединений, от чего зависит качество и продолжительность жизни любого организма, популяции и биоценоза. Именно поэтому практически все эколого-геохимические проблемы могут иметь кондиционное решение только на основе теории и методологии биогеохимии.

## ТЕОРЕТИЧЕСКИЕ ПОДХОДЫ И ИХ АНАЛИЗ

*Из истории развития экологического направления в биогеохимии*

Теоретические основы были заложены В.И. Вернадским в его фундаментальном труде “Биосфера” (Вернадский, 1926). Рассмотрение живого вещества как общей совокупности живых организмов позволило ему в планетарном аспекте подойти к изучению феномена жизни. По мнению Владимира Ивановича, фундаментальная проблема биогеохимии сводится к познанию закономерностей химического взаимодействия живых организмов со средой своего обитания, а основная задача состоит в выявлении количественных параметров воздействия живых организмов на процессы рассеяния и концентрирования элементов в биосфере.

Целенаправленное экспериментальное изучение геохимической роли живого вещества было начато под руководством В.И. Вернадского в 1918 г. и продолжено в организованных им сначала Отделе живого вещества (ОЖВ) при Комиссии по изучению естественных производительных сил (КЕПС, 1926 г.), а затем Биогеохимической лаборатории, заменившей ОЖВ в 1928 г. В довоенный период в лаборатории исследовали содержание в организмах и других компонентах биосферы I, Вг, F, Са, Р, Sr, Ni, Со, Мо, Pb, при этом почва рассматривалась как биокосное тело, источник химических элементов и продукт взаимодействия живого вещества со средой обитания.

Собственно экологический подход в биогеохимическом исследовании пространственной структуры биосферы был впервые четко сформулирован учеником, соратником и последователем В.И. Вернадского А.П. Виноградовым применительно к биогеохимическим провинциям и связанными с ними биогеохимическими эндемиями — заболеваниями, обусловленными недостатком либо избытком в почвах, воде и воздухе определенных химических элементов (Виноградов, 1938).

В дальнейшем эти работы были расширены под руководством В.В. Ковальского, приглашенного А.П. Виноградовым в 1954 году в Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского (ГЕОХИ АН СССР) и возглавившего лабораторию биогеохимии. На стыке биогеохимии и экологии В.В. Ковальский создал новую науку — геохимическую экологию — и среди ее проблем выделил познание закономерностей эколого-геохимической неоднородности биосферы, рассматриваемой в качестве среды жизни. В ходе решения этой задачи он обратил внимание на разную потребность организмов в химических элементах и определил для территории СССР физиологические нормативы элементов. На большом фактическом материале он определил пороговые концентрации ряда биологически значимых химиче-

ских элементов, содержащихся в почвах и кормах (Ковальский, 1974; Ковальский, Андрианова, 1970; Ковальский и др., 1971). Эти цифры определяли диапазон, в пределах которого исследованные сельскохозяйственные животные были способны поддерживать состояние гомеостаза. Соответственно, ниже и выше этих значений регуляторные возможности нарушались, что гарантированно приводило к патологическим изменениям, трактуемым как ответные реакции организмов на недостаток/избыток биологически значимых химических элементов. При этом было показано, что явные нарушения регуляторных механизмов часто наблюдаются только у 5–20% особей обследованных популяций. В.В. Ковальский также разработал и общие принципы эколого-геохимического картографирования, на базе которых в 1957 г. создал первый вариант карты биогеохимического районирования СССР с учетом выявленных негативных биологических реакций, наблюдаемых у растений, животных и человека. С появлением новых данных эта карта неоднократно уточнялась, однако, после ухода из жизни ее автора в 1984 г. больше не обновлялась. В то же время медико-географические карты СССР и России, опубликованные другими авторами, в большинстве случаев сводились в основном к иллюстрации распространенности инфекционных заболеваний, а эколого- и медико-геохимические карты — к оценкам уровня техногенного загрязнения территории относительно глобального или регионального геохимического фона, а также санитарно-гигиенических нормативов или отклонения от среднего содержания в тканях и жидкостях организма по отдельным элементам или соединениям (Саеt и др., 1990; Kist et al., 1998; Малхазова, 2001; Горбачев и др., 2007; Ермаков и др., 2018; Evstafeva et al., 2019; Рихванов и др., 2021 и др.). Среди зарубежных публикаций к наиболее полным картографическим материалам эколого-геохимической направленности можно отнести атлас распространенности эндемических заболеваний населения Китая (Кашина-Бека, эндемического зоба, флюороза и др.) и эколого-геохимический атлас Китая (с картами содержания химических элементов в водах и донных отложениях, частично — в почве, и др.) (Xiang, 1989; Li, Wu, 1999), а также почвенно-геохимические карты Европы, Италии, Испании, Великобритании, Бразилии и др., на которых обычно отображались экологически значимые геохимические аномалии природного и антропогенного генезиса (Davies et al., 2005; Thornton, Webb, 1979; Dissanayake, Chandrajith, 2009; Thornton, 2010; da Silva et al., 2010; Reimann, Caritat, 2012; Watts et al., 2020; Bineshpour et al., 2021).

*О возникновении биогеохимических эндемий*

Заболевания человека и животных, вызываемые проживанием в неблагоприятных геохимических условиях, известны с давних времен (эндемический зуб, кариес, флюороз, цинга и др.). Однако научное объяснение их возникновения и разработка методов лечения были осуществлены сравнительно недавно, по мере развития средств диагностики и массового химического анализа. Зоны распространения таких заболеваний охватывали миллионы квадратных километров и привели к гибели миллионов человек в разных регионах мира. Непосредственной причиной в данном случае является несоответствие местных геохимических условий физиологическим потребностям организмов, при этом выяснение причин возникновения самого этого несоответствия представляет собой важную научную проблему.

Поставив этот вопрос, следует обратить внимание на то, что все эндемические заболевания были зафиксированы у людей и интродуцированных ими животных и растений, в то время как в экспериментах с почвенными микроорганизмами, растениями и животными, аборигенные виды такими заболеваниями не страдали.

Опираясь на теоретические положения В.И. Вернадского о том, что не только среда определяет состав живого вещества, но и само живое вещество глубоко преобразует геохимический состав среды, А.П. Виноградов выделял палеобиогеохимические провинции, образующиеся в ходе длительных геологических процессов, таких как орогенез, трансгрессии и регрессии моря, вулканизм и т.п. Он подчеркивал, что “химический элементарный состав, как показывают нам тысячи анализов, не является простым отражением, повторением химического состава среды, а складывается в ходе длительного развития, путем взаимодействия организмов одновременно со всеми факторами эволюции”, а главной причиной приспособления организмов к химическим особенностям среды является естественный отбор (Виноградов, 1944, 1960). Таким образом, для каждого биологического вида существуют идеальные параметры содержания химических элементов, потребляемых ими в среде обитания.

Сопоставление всех этих данных с теоретическими положениями биогеохимии, позволили сформулировать логически непротиворечивую гипотезу о том, что появление устойчивых эндемических заболеваний геохимического происхождения стало возможным только после формирования человека, способного выживать и поддерживать выживание сопутствующих домашних и культивируемых видов в геохимических условиях среды, существенно отличных от тех, в которых они сформировались. А именно, на ноосферном этапе эволюции биосферы. Другими словами, в доантропо-

погенный период существование устойчивых во времени и пространстве эндемий геохимического генезиса было невозможно. Следовательно, любая биогеохимическая эндемия представляет собой продукт антропогенеза и является прямым следствием развития цивилизаций. Дальнейшие работы позволили убедительно подтвердить справедливость данной гипотезы. Она не только подтверждается отсутствием случаев систематического массового отравления диких животных, но и исследованиями А.П. Бужиловой, которая, исследовав причины смерти древних людей, констатировала: “На примере древних гоминид видно, что в эпоху плейстоцена уровень маркеров физиологического стресса минимален и приближается к случайному распределению значений” (Бужилова, 2001). Аналогичные результаты получены также Д.Г. Рохлиным и другими исследователями, которые проанализировав значительное количество костных останков палеолитического возраста, не смогли получить ни одного достоверного доказательства наличия хоть каких-либо эндемических заболеваний (Osborn, 1910; Рохлин, 1965).

*Самоорганизованность биосферы  
в доантропогенный период*

Современная биосфера формировалась миллиарды лет и на каждом этапе своего развития представляла собой идеально сбалансированную саморегулируемую систему, характеризующуюся предельно возможной биомассой и максимальной конкуренцией организмов за ресурсы, причем конкурентным преимуществом обладают виды с максимальной геохимической энергией.

В.И. Вернадский и А.П. Виноградов показали, с одной стороны, ведущую роль организмов (живого вещества) в формировании биосферы, с другой — неоднородность ее геохимического строения и соответствие между геохимическими параметрами среды и видовой принадлежностью отдельных групп организмов, обитающих в этих условиях. В результате в первичной биосфере каждый из существовавших видов не только занимал идеально соответствующую ему экологическую нишу, но и постоянно находился именно в оптимальных для него эколого-геохимических условиях, отвечающих его физиологическим потребностям и стабильному воспроизводству. В обстановке неуклонно ускоряющейся эволюции и поступательного развития нервной деятельности (“цефализации” по Дарну, Dana, 1864) малейшее ослабление вида означало его быструю гибель, а малейшее преимущество, например, появление содержащего никель фермента, способного увеличивать нервную проводимость, резко увеличивало шансы на выживание, часто реализуемые одной из тысяч, а иногда из миллионов претендующих особей.

Действительно, экспериментально была выявлена выраженная дифференциация популяций одного вида по способности к росту при разном уровне концентраций определенных химических элементов в среде (например, на штаммах микроорганизмов, выделенных из почв разных биохимических провинций (Летунова, Ковальский, 1978; Летунова и др., 1986). Более того, в опытах была продемонстрирована способность популяций в экстремальных геохимических условиях быстро образовывать наследственно закрепленные морфы, нормально существующие в условиях, летальных для других особей вида (Prat, 1934; Bradshaw, 1971, 1984). Были проанализированы и временные параметры ответа на возникшие экстремальные условия. Первоначально из 1000 семян *Agrostis tenuis*, помещенных в субстрат с исключительно высоким содержанием свинца, выжили только 3, которых, однако, оказалось достаточно для того, чтобы положить начало новой устойчивой морфе (Bradshaw, 1952). Таким образом, было показано, что опыт, полученный в результате предшествующих этапов эволюции вида, не проходит бесследно и может быть оперативно реализован путем активации защитных механизмов, заложенных в геноме, что позволяет в течение двух–трех поколений нивелировать даже явно запредельное геохимическое воздействие. Это свидетельствует о наличии генетически закрепленного механизма, обеспечивающего выживаемость вида даже при резком изменении геохимических условий среды.

Организованность эколого-геохимических ниш, обусловленная эволюционным развитием взаимодействия организмов со средой, образно описана известным биологом и экологом Барри Коммонером: “Все в природе – от простых молекул до человека – прошло жесточайший конкурс на право существования. В настоящее время планету населяет лишь 1/1000 испытанных эволюцией видов растений и животных”. “Главный критерий эволюционного отбора – это вписанность в глобальный биотический круговорот и заполненность всех экологических ниш. У любого вещества, выработанного организмами, должен существовать разлагающий его фермент и все продукты распада должны вновь вовлекаться в БИК” (Коммонер, 1974). Основным планетарным фактором, определяющим своеобразие природных биохимических процессов на Земле, является климат. Таким образом, есть основание предполагать, что *оптимальной геохимической обстановкой для любого из существующих видов животных и растений до сих пор является только та, в которой данный вид был сформирован в его современном качестве в соответствии со сложившейся структурой природных зон.*

Вышеназванные предпосылки дают основание сформулировать предположение о том, что,

имея возможность зафиксировать геохимические параметры ненарушенной биосферы, можно получить характеристики, близкие к экологически и химически идеальным для большинства зональных видов животных и растений, исторически обитающих в пределах данной территории.

В теоретическом плане доказательство справедливости данного предположения означает принципиальное решение задачи по определению параметров физиологически оптимального геохимического фона для всех видов организмов, включая человека. Поскольку в начальный период своего существования человек был жестко вписан в идеально соответствующую ему экологическую нишу, любые болезни, связанные с недостатком или избытком химических элементов, не могли значимо проявиться на уровне популяции, хотя вероятность отдельных случаев исключить нельзя.

#### *Этапы эволюции эндемической заболеваемости в ноосфере*

Количество накапливаемых в ходе эволюции универсальных конкурентных преимуществ должно было неизбежно перейти в новое качество, результатом стало появление вида *Homo sapiens*, который исключительно быстро по сравнению с естественными эволюционными процессами не только приобрел возможность неконтролируемо наращивать популяцию и действовать на основе целеполагания, но и способность сознательного изменения свойств среды своего обитания. Очевидно, что такие изменения, осуществляемые одним единственным видом, быстро привели к нарушению действия сложившихся механизмов саморегуляции и саморганизации большинства систем первичной биосферы. В результате геологически мгновенно возникла качественно новая система, для названия которой В.И. Вернадский использовал термин “ноосфера”, впервые введенный П. Тейяром де Шарденом и Э. Леруа под впечатлением его геохимической концепции биосферы, изложенной в лекциях, читанных в Сорбонне в начале 20-х годов. Главными отличительными особенностями современной ноосферы являются: 1) существенная трансформация механизмов саморегуляции; 2) практически повсеместное нарушение замкнутости существующих круговоротов; 3) значительное изменение = ухудшение эколого-геохимической обстановки. Рост численности населения и борьба за ресурсы привели к “великому переселению народов” и распространению человека по всей достижимой поверхности суши, неизбежным следствием чего явилась и ситуация, при которой современный мир столкнулся с серьезными эколого-геохимическими проблемами.

Став “хозяином” планеты, человек был вынужден заплатить за это определенную цену, развившуюся в появлении ряда эндемических за-

болеванний геохимической природы. На первом этапе это были болезни природного генезиса, такие как цинга, зоб или урсовская (Кашина–Бека) болезнь. Относительно последней в книге Рохлина “Болезни древнего человека” написано: “Заслуживают большого внимания древность и географическое распространение болезни Кашина–Бека (урсовской болезни). Она наблюдалась на 14 скелетах из 87, найденных во время этих раскопок. Это системное заболевание было обнаружено у людей, живших в эпоху бронзы, а также в начале нашей эры и в VIII–X вв.” (Рохлин, 1965). Колонизация новых территорий, осознанно оседлый образ жизни в непривычных геохимических условиях провоцировали возникновение устойчивых биогеохимических эндемий первого типа, для которых характерно: 1) природное происхождение; 2) поражение только человека и интродуцированных им видов растений и животных.

Истинные причины большинства этих заболеваний были выяснены только в прошлом веке и позволили найти простые и весьма эффективные (геохимические!) способы борьбы с ними. Так, цинга оказалась следствием нехватки витамина С, массово выявляемый зоб предотвращался приемом йодсодержащих препаратов и т.п. Таким образом, проблема ликвидации целых классов заболеваний может быть решена устранением несоответствий между условиями обитания и требованиям физиологического оптимума.

Следуя предложенной логике, можно сформулировать гипотезу о том, что, если удастся подтвердить эндемический (пространственно опосредованный) характер ряда других “человеческих” заболеваний, таких как, например, астма, диабет или рак (см. Романов и др., 2022), то подходы к их ликвидации могут также основываться на обнаружении несоответствий между спецификой элементного состава рационов питания местного населения и биологическими параметрами физиологического оптимума, выявленного как минимум для отдельных половозрастных групп.

На современном этапе развития общества экологическую обстановку способно значимо менять и техногенное загрязнение, ставшее причиной ранее неизвестных эндемических заболеваний, ознаменовавшее собой начало второго, качественно нового этапа их развития. Техногенное загрязнение проявляет себя в виде относительно тонкого и специфически организованного слоя элементов и соединений, наложенного на поверхность изначально неоднородного природного фона. Принимая во внимание тот факт, что такого рода загрязнения, распространяясь из точечного или режье – линейно-протяженного источника, всегда создают пространственные аномалии моноцентрического типа, легко предположить, что общая картина, формируемая в результате интер-

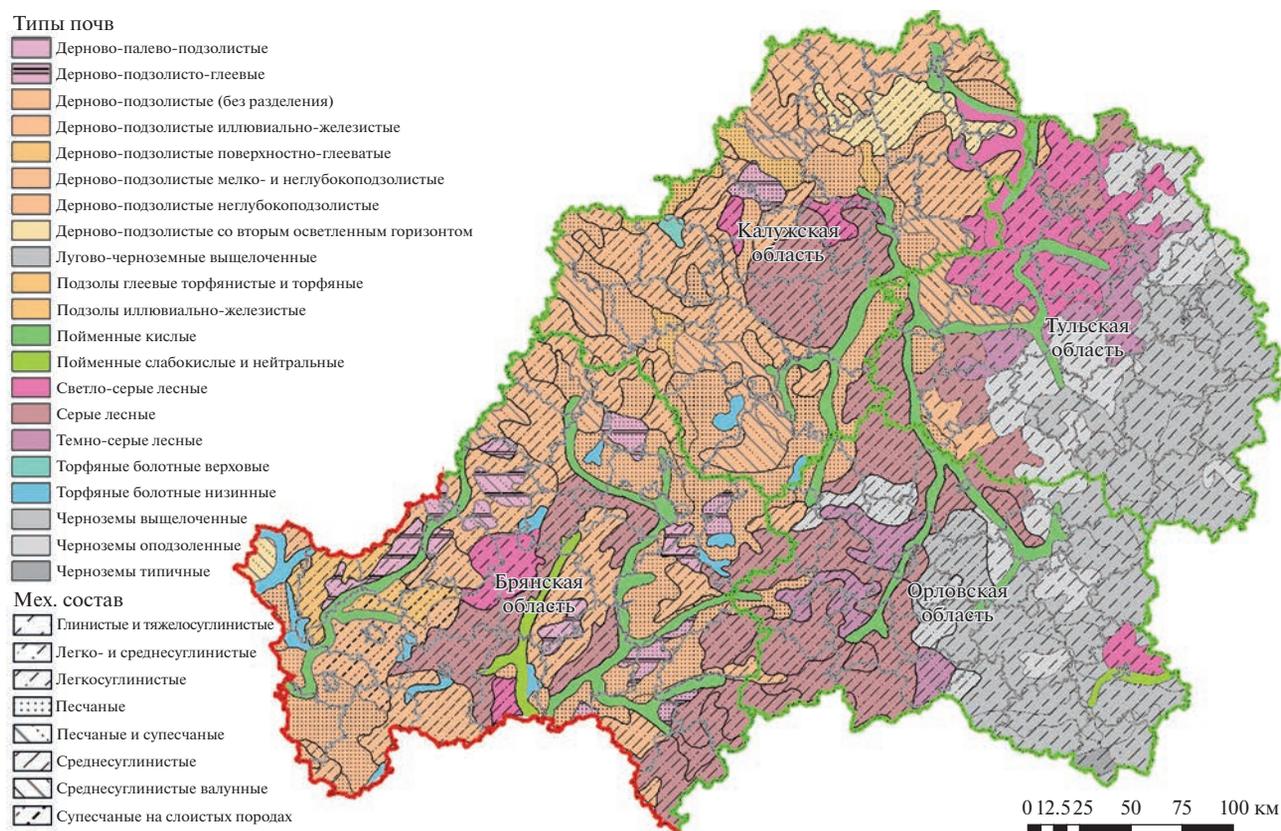
ференции природных и техногенных полей, может быть картографически воспроизведена и детально проанализирована.

### МЕТОДИЧЕСКИЙ ПОДХОД К АНАЛИЗУ ПРОСТРАНСТВЕННЫХ ЗАКОНОМЕРНОСТЕЙ РАСПРОСТРАНЕНИЯ ЭНДЕМИЧЕСКИХ ЗАБОЛЕВАНИЙ

Поставленная задача проста в постановке, но сложна в решении, которое предполагает, во-первых, знание геохимических параметров оптимума для каждого из видов, а, во-вторых, требует точного представления о пространственной эколого-геохимической специфике изучаемой территории. При этом задача поиска оптимума может быть решена двумя путями: как путем изучения геохимических обстановок на территориях, являющихся центрами происхождения исследуемых видов, так и путем нахождением экстремума на так называемой кривой В.В. Ковальского применительно к тем же видам или целым биоценозам.

Все вышесказанное позволяет в общих чертах сформулировать методический подход к решению проблемы эндемических заболеваний геохимической природы. Причем, в отличие от абсолютного большинства попыток, предпринимаемых западными и отечественными учеными, речь в данном случае идет именно о дедуктивном (от общего к частному) способе решения. Этот подход предусматривает сначала раздельное картографирование геохимического фона (отдельно естественно-природного и техногенного), после чего предполагается создание комплексной синтетической карты, отображающей сочетанное воздействие обоих исследуемых факторов. Важно, что предлагаемый подход теоретически дает возможности общего решения задачи биогеохимического районирования современной ноосферы и может быть практически реализован в рамках конкретной методической процедуры, позволяющей количественно охарактеризовать направленность, темпы, а в ряде случаев и результаты не только прошлых, но и потенциально возможных эколого-геохимических трансформаций (Коробова, 2019).

Предлагаемый подход был опробован путем составления карт риска возникновения заболеваний ЩЖ в российской части зоны, пострадавшей при аварии на ЧАЭС 1986 г. Предполагалось, что многократный рост числа заболевших раком щитовидной железы (РЩЖ) обусловлен сочетанным воздействием “йодного удара” и природного йододефицита. Таким образом, карта риска, отображающая уровень сочетанного воздействия этих двух факторов, должна была пространственно оконтуривать территории, как с максимальным, так и с минимальным уровнем заболеваемости.



**Рис. 1.** Цифровая почвенная карта четырех областей РФ, наиболее пострадавших от радионуклидного загрязнения в результате аварии на ЧАЭС.

Работы, проведенные нами по изучению генезиса и эволюции физико-химических параметров современного почвенного покрова, однозначно показывают, что геохимические характеристики большинства ненарушенных почвенных ареалов могут служить универсальным маркером эколого-геохимических условий, являющихся оптимальными для существования местных биогеоценозов. Поэтому для них наиболее рациональный и быстрый способ решения “проблемы природного фона” состоит в использовании существующих почвенных карт, что позволяет с достаточно высокой точностью и детальностью проводить исследования на разных уровнях структурной организации ноосферы. Однако проблема состоит в том, что и человек, и большая часть сопутствующих ему видов животных и растений являются интродуцентами по отношению к большей части существующих природных обстановок, которые в подавляющем большинстве случаев не являются для них оптимальными.

#### *Пример построения карты риска*

Работа по построению карты риска осуществлялась средствами пакета QGIS. В качестве природной

геохимической основы использовалась почвенная карта масштаба 1 : 2500000 в пределах территорий 4-х областей РФ (Брянской, Орловской, Калужской и Тульской, рис. 1) (Алябина и др., 2014). С учетом пороговых концентраций йода в почвах В.В. Ковальского и относительной обеспеченности йодом почв разного типа территория была разделена по содержанию йода на 6 градаций от 1 (максимальная концентрация йода в почвах, минимальный дефицит) и 6 (минимальное содержание йода в почвах дефицита, максимальный дефицит) (рис. 2).

Оценка уровня йододефицита для каждого сельского населенного пункта осуществлялась по формуле

$$I = \sum_{i=1}^n I_i A_i, \quad (1)$$

где  $I$  – средняя концентрация йода в исследуемом полигоне/районе;  $I_i$  – концентрация йода в почвах  $i$ -го типа с учетом почвообразующей породы;  $A_i$  – доля почвенного контура в общей площади полигона,  $n$  – число почвенных контуров в полигоне.

Полученная карта йододефицита представлена на рис 2.

Расчет интенсивности “йодного удара” – уровень техногенного загрязнения исследуемой территории радионуклидом <sup>131</sup>I, осуществлялся по формуле И.А. Звоновой (Zvonova et al., 2010) на основе данных по плотности загрязнения <sup>137</sup>Cs. По этим результатам в этой же проекции была также построена цифровая карта, на которой исследуемая территория 4-х областей была поделена также на 6 зон в соответствии с уровнем загрязнения <sup>131</sup>I (рис. 3).

Регрессионный анализ вклада природных и техногенных факторов (природного йододефицита и загрязнения радионуклидами йода) в риск заболеваемости РЩЖ для сельского населения четырех областей по районам проводился средствами пакета TIBCO STATISTICA 13. При этом рассчитывалась средневзвешенная обеспеченность почвенного покрова йодом и осредненный уровень загрязнения <sup>131</sup>I в радиусе 5 км от каждого НП из 2.5 тысяч аналогично подходу, предложенному ранее (Коробова, Кувьлин, 2004). Результаты расчета представлены в табл. 1.

Полученные параметры позволили создать формулу, позволяющую оценить количественно вклад каждого фактора в суммарный природно-техногенный риск:

$$R = 0.72F + 0.28S, \quad (2)$$

где R – суммарный риск; F – интенсивность “йодного удара” (от 1 до 6); S – оценка природного йододефицита (от 1 до 6).

На следующем этапе полученные оценки вклада геохимических факторов были картографически сопоставлены с данными по заболеваемости раком ЩЖ сельских жителей по 93 административным районам (Иванов и др., 2005) (рис. 4).

Несмотря на значительное варьирование стандартизованного показателя заболеваемости в разных административных районах, отнесенных к одному уровню риска, что неизбежно вследствие геохимической гетерогенности районов и разного вклада местных продуктов питания в суточные рационы. Показатель сочетанного риска, рассчитанный с учетом как природных, так и техногенных факторов, имеет тенденцию положительной

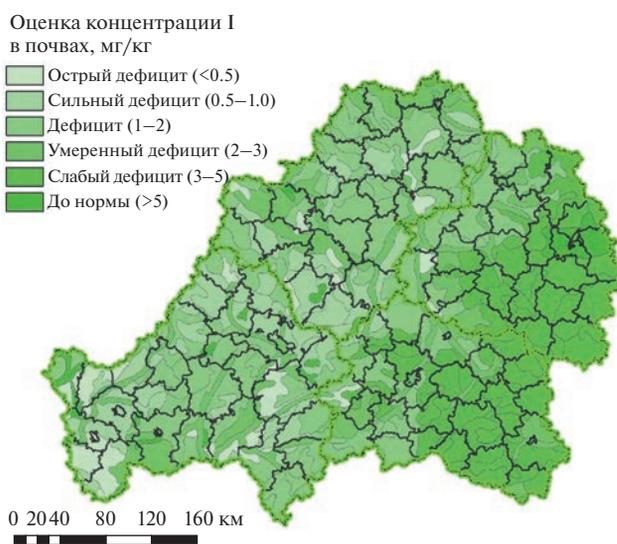


Рис. 2. Оценка уровня природного йододефицита в четырех исследуемых областях.

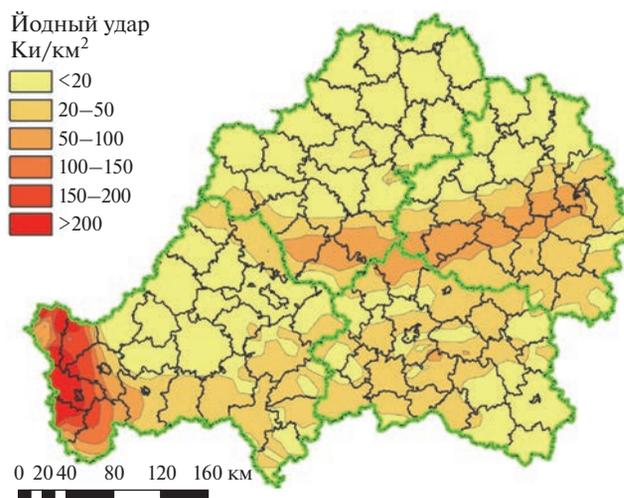


Рис. 3. Оценка “йодного удара” в четырех исследуемых областях.

корреляции с фактической заболеваемостью раками щитовидной железы ( $n = 93$ , рис. 5).

Полученный результат соответствует данным, ранее полученным по Брянской области, и де-

Таблица 1. Результаты суммарного вклада дефицита йода и выпадений радионуклида <sup>131</sup>I

Фактор	$\beta^*$	Стандартное отклонение	p-значение
Техногенное загрязнение <sup>131</sup> I	0.45	0.09	0.000003
Природный йододефицит <sup>127</sup> I	0.19	0.09	0.03
Свободный член	—	—	0.12

\*  $\beta$  – регрессионный В-коэффициент для стандартизованных переменных, позволяющий сравнить относительные вклады каждой независимой переменной в предсказание величины зависимой переменной.

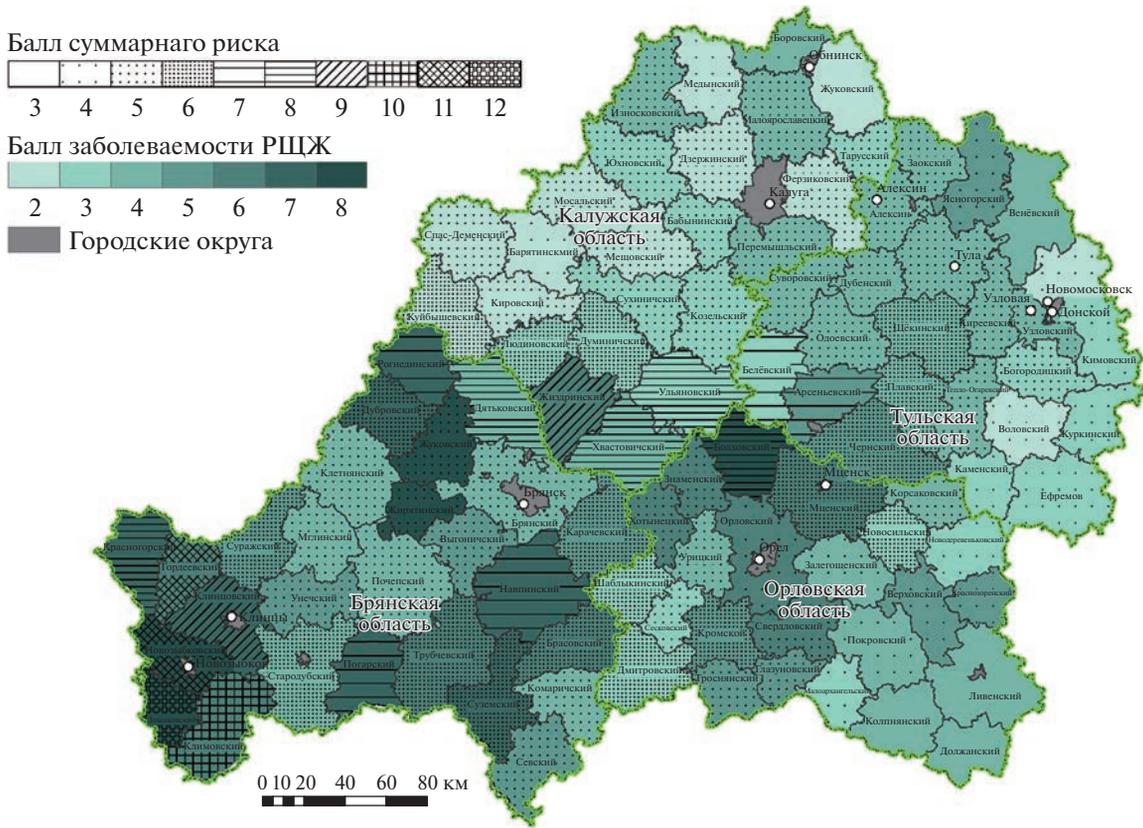


Рис. 4. Сопоставление оценки сочетанного природно-техногенного риска и заболеваемости РЩЖ по административным районам четырех областей.

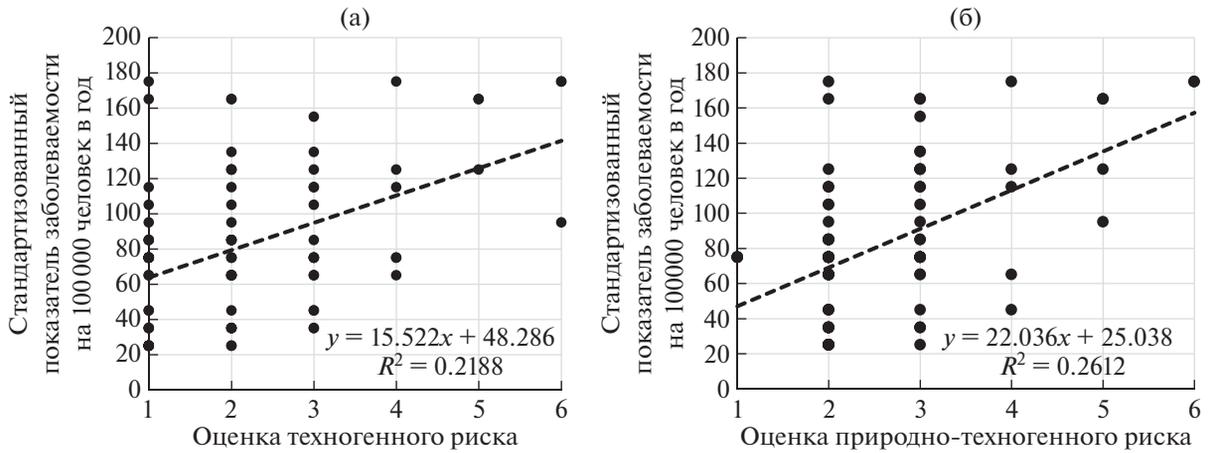
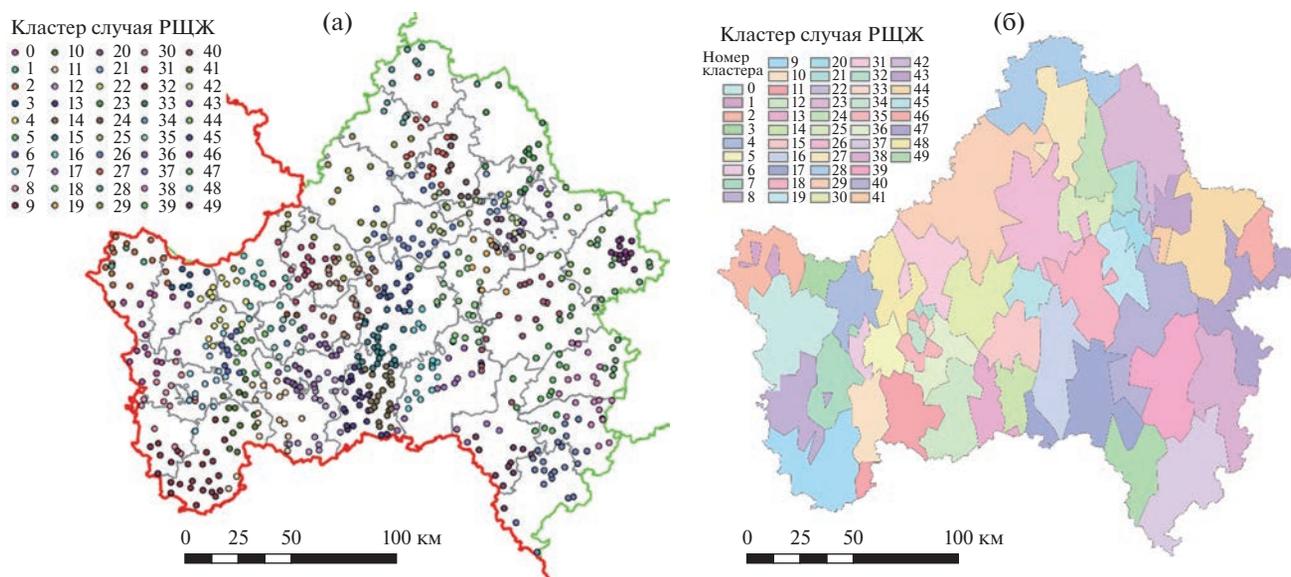


Рис. 5. Сопоставление оценок геохимического риска и фактической заболеваемости ЩЖ по административным районам 4-х областей.

монстрирует принципиальную возможность сопряженного картографического анализа геохимической и медицинской информации, анализируемой на уровне административных единиц деления. Вместе с тем, полученный опыт показы-

вает, что сопоставление геохимической и медицинской информации более целесообразно вести на уровне населенных пунктов, поскольку в данном случае есть возможность, с одной стороны, избежать ошибок осреднения интегрирующих



**Рис. 6.** Пространственная кластеризация зарегистрированных случаев рака щитовидной железы в сельских НП Брянской области (а) и районирование территории на основе кластеризации (б).

влияние аномалий малого размера, а, с другой стороны, точнее учесть вклад местных продуктов питания и воды в рационы жителей.

На следующем этапе для более точного учета местной обстановки использовались геохимические и медицинские данные по отдельным сельским населенным пунктам (НП) Брянской области.

Для оценки геохимических параметров использовались как оригинальные базы данных по содержанию йода в пробах почв, питьевых вод и молока, отобранных в ходе полевых работ 2007–2021 гг. (Коробова и др., 2017; Коробова и др., 2020), так и опубликованные данные по радиоактивному загрязнению Брянской области. Поскольку среди питьевых вод сельского населения области преобладают воды централизованного водоснабжения (водопроводы и водоразборные колонки), в дальнейшем оценка проводилась по водам из этих источников. Техногенный фактор – выпадение  $^{131}\text{I}$  вследствие аварии на Чернобыльской АЭС – рассчитывался для каждого НП, путем пересчета данных о загрязнении его  $^{137}\text{Cs}$  (Питкевич и др., 1993) по (Zvonova et al., 2010).

Встречаемость РЩЖ оценивалась по реляционной базе медицинских данных, содержащей обезличенную информацию о случаях РЩЖ, выявленных в Брянской области за период с 1990 г. по 2020 г. с привязкой каждого выявленного случая к конкретному НП. Для анализа отбирались случаи, зарегистрированные только в сельских населенных пунктах (поселки, не наделенные статусом городского населенного пункта, сёла, деревни, хутора) (Закон..., 2004).

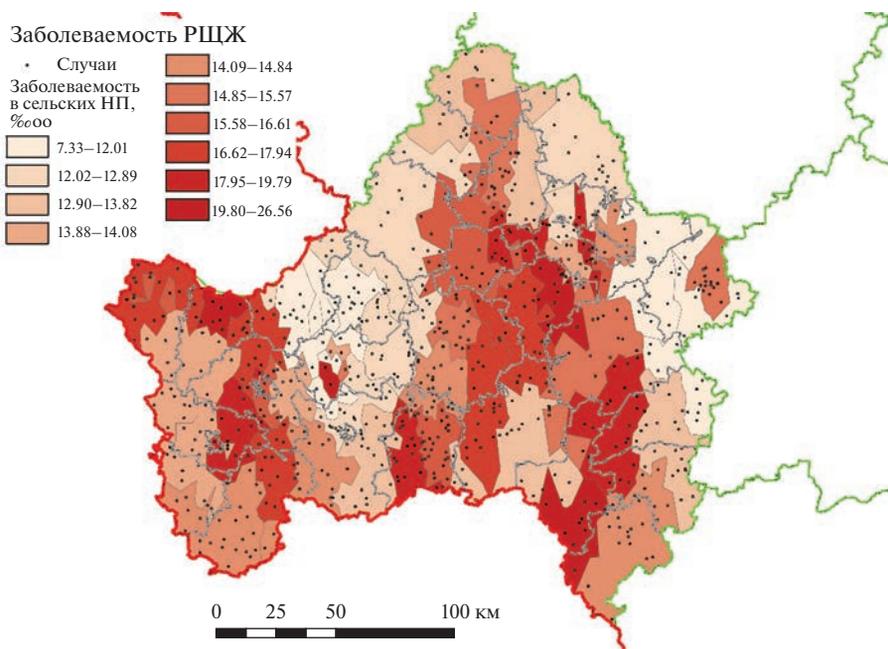
По этим данным вокруг каждого из сельских НП с хотя бы одним зарегистрированным случаем РЩЖ были построены полигоны Вороного (Voronoï, 1908), после чего с использованием алгоритма редистриктинга они были объединены в более крупные выделы (Levin, Friedler, 2019), что позволило сформировать максимально компактные кластеры, характеризующиеся равным числом выявленных случаев онкозаболеваний в каждом конкретном кластере (рис. 6).

Преимуществами данного метода служат, во-первых, возможность перехода от точечных объектов на уровне отдельных населенных пунктов, к полигональным, а, во-вторых, в возможность применения ГИС-технологий для последующей статистической оценки вклада геохимических факторов, пространственно сопряженных с дифференцированной по уровню заболеваемости среди местного населения.

Территория Брянской области описанным выше методом была разделена на 50 участков (кластеров) с относительно равным уровнем встречаемости РЩЖ среди сельского населения (рис. 7).

Для статистической оценки значимости вклада изученных геохимических факторов, выделенные участки были количественно стратифицированы на 5 групп с относительно равным уровнем РЩЖ (по 10 участков в каждой), что позволяло анализировать выборку дифференцированно. Таким образом, в каждой из групп фиксировалось не менее 300 случаев РЩЖ (рис. 7, 8).

Поскольку практически все исследуемые геохимические параметры имеют распределение, отличное от нормального (рис. 9а, 9б), для выявления



**Рис. 7.** Зоны заболеваемости РЩЖ сельских жителей Брянской области с 1990 по 2020 гг., полученные путем редистриктинга полигонов Вороного (составлено по данным Брянского клинико-диагностического центра).

статистически значимых различий использовался ранговый U критерий Манна–Уитни (Mann, Whitney, 1947) по выделам с контрастной (максимальной и минимальной) заболеваемостью РЩЖ, обозначенным на рис. 8.

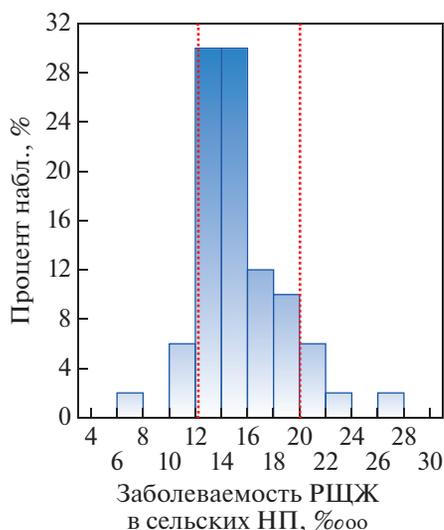
Согласно полученным данным, выделы с максимальной заболеваемостью РЩЖ значительно отличаются от выделов с минимальной большим уровнем выпадения  $^{131}\text{I}$  ( $Z = 12.10$ ,  $p < 0.001$ ), меньшим содержанием Mg ( $Z = -1.72$ ;  $p = 0.086$ ) и

K ( $Z = -2.59$ ;  $p = 0.010$ ) в питьевых водах, стабильного I в водах ( $Z = -1.87$ ;  $p = 0.062$ ) и почвах ( $Z = -3.009$ ;  $p = 0.003$ ) (табл. 2).

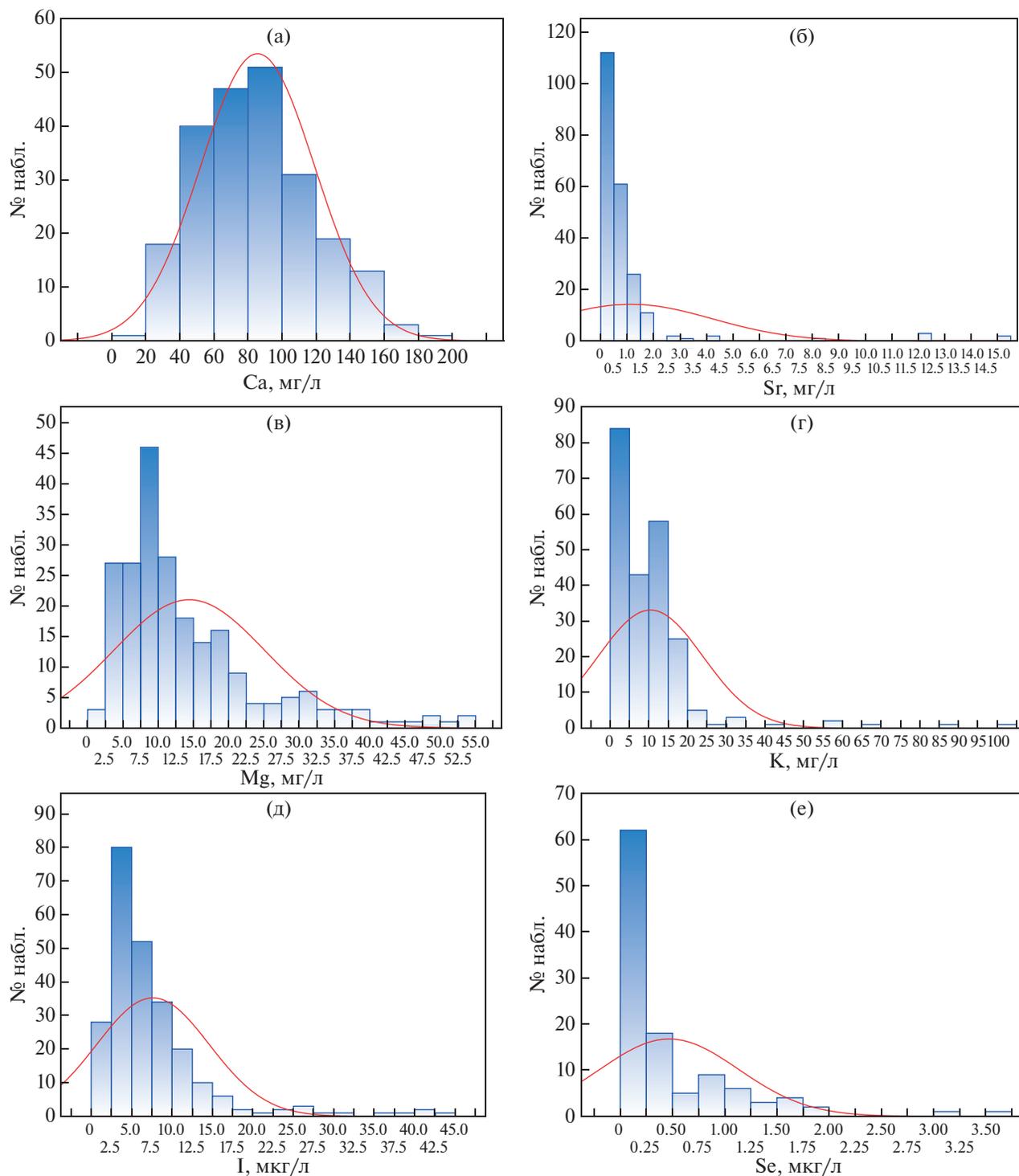
Таким образом, значимая пространственная неоднородность заболеваемости раком щитовидной железы среди сельского населения Брянской области была оценена картографическим методом и в результате было выявлено значимое различие зон с максимальным и минимальным уровнем заболеваемости. Статистический анализ позволил также выявить связь заболеваемости с уровнем загрязнения радиоактивным изотопом йода и содержанием йода в питьевых водах и почвах, а также с обеспеченностью питьевых вод магнием и калием, что, несомненно, заслуживает дальнейшего изучения.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Изложенные теоретические и методические подходы к решению проблемы ликвидации эндемических заболеваний геохимической природы, несомненно, имеют важное практическое значение. Особая значимость состоит в том, что разработанный подход универсален и открывает возможность построения карт, характеризующих вероятность возникновения (риска) практически любых эндемических заболеваний. В этом отношении, представляется перспективной проверка эндемического характера (пространственной приуроченности) и других, в первую очередь, таких распространенных неинфекционных заболеваний, как диабет, астма, артроз и т.п.



**Рис. 8.** Распределение нормализованных показателей заболеваемости сельского населения РЩЖ в выделенных зонах.



**Рис. 9.** Гистограммы распределения некоторых геохимических показателей питьевых вод централизованного водоснабжения Брянской области (Коробова и др., 2017) концентрации в мг/л а – Ca, б – Sr, в – Mg, г – K; в мкг/л: д – I, е – Se (красной линией везде показаны параметры нормального распределения).

На этом пути не менее важную и тоже не решенную пока проблему представляет построение детальных карт заболеваемости, позволяющих оконтуривать выделы, характеризующиеся достоверно разным уровнем риска возникновения

той или иной болезни. Трудность состоит не только в проблемности получения медицинской информации, но и в создании подходов к картографическому отображению величин вероятности реализации редких событий. В этом отноше-

**Таблица 2.** Оценка статистической значимости различий по отдельным геохимическим параметрам в зонах минимальной и максимальной заболеваемости РЦЖ среди сельских жителей Брянской области

Геохимический параметр	U	Z	p	N <sub>min</sub>	N <sub>max</sub>
Концентрация в питьевых водах централизованного водоснабжения					
Ca, мг/л	526	-1.107	0.268	25	50
Sr, мг/л	577	-0.534	0.593	25	50
<b>Mg, мг/л</b>	<b>472</b>	<b>-1.720</b>	<b>0.086</b>	<b>25</b>	<b>50</b>
<b>K, мг/л</b>	<b>394</b>	<b>-2.591</b>	<b>0.010</b>	<b>25</b>	<b>50</b>
Na, мг/л	493	-1.478	0.139	25	50
Mn <sub>2+</sub> , мг/л	497	1.076	0.282	24	49
<b>Zn, мг/л</b>	<b>46</b>	<b>-2.286</b>	<b>0.022</b>	<b>9</b>	<b>22</b>
Fe, мг/л	528	0.429	0.668	23	49
Si, мг/л	73	2.740	0.006	14	23
Ba, мг/л	53	-2.757	0.006	14	18
S, мг/л	51	1.083	0.279	10	14
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/л	446	-1.532	0.126	26	44
F <sup>-</sup> , мг/л	424	0.960	0.337	26	38
Cl <sup>-</sup> , мг/л	531	-0.183	0.855	26	42
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , мг/л	515	0.437	0.662	25	44
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/л	525	-0.571	0.568	26	44
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , мг/л	298	-1.738	0.082	24	34
Жёсткость, мг/экв	111	0.101	0.919	12	19
<b>pH</b>	<b>256</b>	<b>-3.022</b>	<b>0.003</b>	<b>26</b>	<b>36</b>
Минерализация, мг/л	399	0.008	0.994	21	38
<b>I<sup>-</sup>, мкг/л</b>	<b>521</b>	<b>-1.866</b>	<b>0.062</b>	<b>27</b>	<b>52</b>
Se, мкг/л	59	-1.464	0.143	9	20
<b>Выпадение I-131 на 10.05.86, Ки/км<sup>2</sup></b>	<b>27815</b>	<b>12.099</b>	<b>0.000</b>	<b>588</b>	<b>214</b>
I в картофеле, мкг/кг	2882	-0.811	0.417	63	99
<b>I в почве ЛПХ (0–10 см), мкг/кг</b>	<b>198</b>	<b>-3.009</b>	<b>0.003</b>	<b>29</b>	<b>26</b>
I в почве ЛПХ (10–20 см), мкг/кг	575	-1.447	0.148	34	42
I в молоке, мкг/кг	1465	-1.517	0.129	50	70

Примечания. Обозначения: Z – пересчет U-критерия на нормальное распределение; p – уровень значимости; N<sub>min</sub> – число проб в зонах минимальной заболеваемости; N<sub>max</sub> – число проб в зонах максимальной заболеваемости. Жирным шрифтом выделены параметры с p ≤ 0.100.

нии, наш опыт показал, что, несмотря на очевидные сложности, все вышеназванные проблемы имеют технический характер, а, следовательно, должны быть заведомо решаемы. При этом не исключено, что успешная реализация созданных методических подходов может (как это было в случае с цингой) способствовать и полной ликвидации целых классов “человеческих” заболеваний, причем не только в России, но и во всем мире.

*Авторы выражают благодарность сотрудникам лаборатории биогеохимии окружающей среды В.Ю. Березкину, Д.И. Долгушину, В.Н. Даниловой и др. за активное участие в полевых и/или лабораторных исследованиях, а также С.Л. Романову (УП “Геоинформационные системы”, Республика Беларусь) за ценные консультации. Авторы особенно признательны А.В. Силенку и И.В. Курносовой (Брянский клинико-диагностический центр) за*

предоставление медицинской информации по заболеваемости жителей в отдельных населенных пунктах области, необходимой для более точного пространственного сопоставления геохимических и медицинских данных.

*Искренне благодарны рецензентам и научному редактору Татьяне Михайловне Минкиной за комментарии и советы, которые способствовали улучшению изложения и представления материалов и результатов.*

*Исследование выполнено в рамках госзадания лаборатории с частичным привлечением средств грантов РФФИ.*

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Алябина И.О., Андроханов В.А., Вершинин В.В., Волков С.Н., Ганжара Н.Ф., Добровольский Г.В., Иванов А.В., Иванов А.Л., Иванова Е.А., Ильин Л.И., Карпачевский М.Л., Каштанов А.Н., Кирюшин В.И., Колесникова В.М., Колесникова Л.Г., Лойко П.Ф., Маньлов И.Е., Маречек М.С., Махинова А.Ф., Молчанов Э.Н., Прохоров А.Н., Пягай Э.Т., Рожков В.А., Рыбальский Н.Н., Савин И.Ю., Самойлова Н.С., Сапожников П.М., Сизов В.В., Столбовой В.С., Суханов П.А., Урусевская И.С., Чочаев А.Х., Шермет Б.В., Шоба С.А., Яковлев А.С. (2014) Единый государственный реестр почвенных ресурсов России. Версия 1.0. Тула: Гриф и К, 768 с.
- Бужилова А.П. (2001) Адаптивные процессы у древнего населения Восточной Европы (по данным палеопатологии). Дис. ... докт. ист. наук. М.: Федеральное Государственное учреждение науки Институт археологии, 601 с.
- Вернадский В.И. (1901) О значении трудов М.В. Ломоносова в минералогии и геологии. *Ломоносовский сборник. Материалы для истории развития химии в России*. М.: Товарищество типографии А.Н. Мамонтова, 54-87.
- Вернадский В.И. (1911) Несколько слов о работах Ломоносова по минералогии и геологии. *Труды Ломоносова в области естественно-исторических наук*. СПб.: Издание Императорской Академии наук, 141-149.
- Вернадский В.И. (1926) Биосфера (Очерк первый. Биосфера в космосе. очерк второй. Область жизни). Л.: Изд-во научно-технической литературы, 146 с.
- Вернадский В.И. (1980) Несколько слов о ноосфере. Проблемы биогеохимии. Труды биогеохимической лаборатории. Т. 16. М.: Наука, 212-222.
- Виноградов А.П. (1938) Биогеохимические провинции и эндемии. *ДАН СССР*. **18**(4/5), 283-286.
- Виноградов А.П. (1944) Геохимия рассеянных элементов морской воды. *Успехи химии*. **13**(1), 3-34.
- Виноградов А.П. (1960) О генезисе биогеохимических провинций. Труды Биогеохимической лаборатории Института геохимии и аналитической химии РАН. Т. 11. М.: ГЕОХИ АН СССР, 3-7.
- Горбачев А.Л., Добродеева Л.К., Теддер Ю.Р., Шацова Е.Н. (2007) Биогеохимическая характеристика северных регионов. Микроэлементный статус населения Архангельской области и прогноз развития эндемических заболеваний. *Экология человека*. (1), 4-11.
- Докучаев В.В. (1899) К учению о зонах природы. СПб.: Типография СПб. Градоначальства, 28 с.
- Ермаков В.В., Тютиков С.Ф., Сафонов В.А. (2018) Биогеохимическая индикация микроэлементозов. М.: РАН, 388 с.
- Закон Брянской области "О внесении изменений в Закон Брянской области "Об административно-территориальном устройстве Брянской области" от 01.10.2004 N 60-3 (2004). *Брянская неделя*. (40).
- Иванов В.К., Цыб А.Ф., Максютков М.А., Горский А.И., Марченко Т.А., Кайдалов О.В., Корело А.М., Чекин С.Ю., Петров А.В., Бирюков А.П. (2005) Основные результаты радиационно-эпидемиологического анализа данных РГМДР (к 20-летию Чернобыля). *Радиация и риск (Бюллетень Национального радиационно-эпидемиологического регистра)*. (специальный выпуск 3), 6-111.
- Ковальский В.В. (1974) Геохимическая экология. М.: Наука, 299 с.
- Ковальский В.В., Андрианова Г.А. (1970) Микроэлементы в почвах СССР. М.: Наука, 179 с.
- Ковальский В.В., Раецкая Ю.И., Грачева Т.И. (1971) Микроэлементы в растениях и кормах. М.: Колос, 235 с.
- Комонер Б. (1974) Замыкающийся круг. Ленинград: Гидрометеиздат, 280 с.
- Коробова Е.М. (2019) Эколого-геохимические проблемы современной биосферы. М.: РАН. 122 с.
- Коробова Е.М., Баранчуков В.С., Березкин В.Ю., Колмыкова Л.И., Громьяк И.Н., Чесалова Е.И., Корсакова Н.В., Хушвахтова С.Д. (2017) База данных, охраняемая авторскими правами "Брянск-БД-вода". *Официальный бюллетень "Программы для ЭВМ. Базы данных. Топологии интегральных микросхем"*. (11), 42.
- Коробова Е.М., Баранчуков В.С., Березкин В.Ю., Колмыкова Л.И., Данилова В.Н. (2020) База данных, охраняемая авторскими правами "Брянск-БД-молоко". *Официальный бюллетень "Программы для ЭВМ. Базы данных. Топологии интегральных микросхем"*. (11), 36.
- Коробова Е.М., Кувьлин А.И. (2004) Природные биогеохимические провинции с низким содержанием йода как районы дополнительного экологического риска в зонах воздействия аварии на Чернобыльской АЭС. *Материалы V биогеохимических чтений "Биогеохимическая индикация аномалий"*. М.: Наука, 156-167
- Летунова С.В., Алексеева С.А., Коробова Е.М. (1986) Концентрирование йода грибом *Penicillium chrysogenum*, обитающим в почвах Нечерноземной зоны. *Биологические науки*. (10), 94-98.
- Летунова С.В., Ковальский В.В. (1978) Геохимическая экология микроорганизмов. М.: Наука, 148 с.
- Малхазова С. М. (2001) Медико-географический анализ территорий: картографирование, оценка, прогноз. М.: Научный мир, 240 с.
- Питкевич В.А., Шершаков В.М., Дуба В.В., Чекин С.Ю., Иванов В.К., Вакуловский С.М., Махонько К.П., Волокитин А.А., Цатуров Ю.С., Цыб А.Ф. (1993) Реконструкция радионуклидного состава выпадений на территории России вследствие аварии на Чернобыльской АЭС. *Радиация и риск*. (3), 39-61.
- Рихванов Л.П., Соктоев Б.Р., Барановская Н.В., Агеева Е.В., Беляновская А.И., Дериглазова М.А., Юсупов Д.В., Эпова Е.С., Солодухина М.А., Замана Л.В.,

- Михайлова Л.А., Большунова Т.С., Миронова А.С., Наркович Д.В., Судыко А.Ф., Полякова Д.А. (2021) Комплексные геохимические исследования компонентов природной среды в эндемичных районах Забайкалья Известия Томского политехнического университета. *Инжиниринг георесурсов*. **332**(2), 7-25.
- Романов С. Л., Червань А. Н., Коробова Е. М. (2022) Особенности пространственного распространения онкологических заболеваний на территории Гомельской и Могилевской областей Беларуси. *Доклады Национальной академии наук Беларуси*. **66**(1), 91-103.
- Рохлин Д.Г. (1965) Болезни древних людей. М.: Наука, 302 с.
- Сает Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П., Смирнова Р.С., Башаркевич И.Л., Онищенко Т.Л., Павлова Л.Н., Трефилова Н.Я., Ачкасов А.И., Саркисян С.Ш. (1990) Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 335 с.
- Bineshpour M., Payandeh K., Nazarpour A., Sabzalipour S. (2021) Status, source, human health risk assessment of potential toxic elements (PTEs), and Pb isotope characteristics in urban surface soil, case study: Arak city, Iran. *Environ. Geochem. Health*. **43**(12), 4939-4958.
- Bradshaw A.D (1952). Populations of *Agrostis tenuis* resistant to lead and zinc poisoning. *Nature*. 169, 1098.
- Bradshaw A.D. (1971) Plant evolution in extreme environments. Ecological genetic and evolution (ed. Creed R.). New York: Springer, 79-93.
- Bradshaw A.D. (1984) *Adaptation of plants to soils containing toxic metals – a test for conceit. Origins and development of adaptation* (ed. Evered D., Collins G.M.) London: Pitman, 4-20.
- da Silva C.R., Figueiredo B.R., de Capitani E.M., Cunha F.G. (2010) Medical geology in Brazil: environmental and health effects of toxic on materials geological factors. Rio de Janeiro: CPRM; FAPERJ. 220 p.
- Dana J.D. (1864) *The Classification of Animals Based on the Principle of Cephalization: Classification of Herbivores. Whitefish*, Kessinger Publishing, LLC, 34 p.
- Dissanayake C.B., Chandrajith R. (2009) *Introduction to medical geology: focus on tropical environments*. Berlin: Springer-Verlag, 297 p.
- Evstafeva E., Baranovskaya N., Bogdanova A., Ablialimov O., Macarova A., Evstafeva I., Yaseneva E. (2019) Elemental composition of human hair in different territories of the Crimean peninsula. *E3S Web of Conf.* 98, 02001. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20199802001>
- Kist A.A., Zhuk L.I., Danilova E.A., and Mikholskaya I.N. (1998) Mapping of Ecologically Unfavorable Territories Based on Human Hair Composition. *Biol. Trace Elem. Res.* **64**, 1-12.
- Levin H.A., Friedler S.A. (2019) Automated Congressional Redistricting. *ACM J. Exp. Algorithmics*. **24**, 1-24.
- Li J., Wu G. (1999) *Atlas of the Ecological Environmental Geochemistry of China*. Beijing: Geological Press, 209 p.
- Mann H.B., Whitney D.R. (1947) On a Test of Whether one of Two Random Variables is Stochastically Larger than the Other. *Ann. Math. Statist.* **18**(1), 50-60.
- Osborn H.F. (1910) *The Age of Mammals in Europe, Asia and North America*. New York: The Macmillan Company, 636 p.
- Paterson E. (2011) *Geochemical atlas for Scottish Topsoils*. Glasgow: The Macaulay Land Use Reserach Institute, 45 p.
- Prat S. (1934) Die erblichkeit der Resistenz gegen Kupfer. *Ber. Dtsch. bot. Ges.* **1**, 65-67.
- Reimann C., Caritat P. (2012) *Chemical Elements in the Environment*. Berlin: Springer Berlin, Heidelberg, 389 pp.
- Thornton I. (2010) Research in Applied Environmental Geochemistry, with particular reference to Geochemistry and Health. *GEEA*. **10**(3), 317-329.
- Thornton I., Webb J.S. (1979) *Geochemistry and Health in the United Kingdom. Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B, Biological Sciences*. **288**(1026), 151-168.
- Voronoi G. (1908) Nouvelles applications des paramètres continus à la théorie des formes quadratiques. Premier mémoire. Sur quelques propriétés des formes quadratiques positives parfaites. *J. für die reine und angewandte Mathematik (Crelles Journal)* **133**, 97-102.
- Watts M.J., Maseka K.K., Mutondo M., Sakala G., Olatunji A.S. (2020) Preface for special issue: Geochemistry for sustainable development. *Environ. Geochem. Health* **42**(4), 1045-1046.
- Xiang W. (1989) *The atlas of endemic diseases and their environments in the people's Republic of China: by the Editorial Board of The Atlas of Endemic Diseases and Their Environments in the People's Republic of China*. Beijing: Science Press, 216 p.
- Zvonova I., Krajewski P., Berkovsky V., Ammann M., Dufafa C., Filistovic V., Homma T., Kanyar B., Nedveckaite T., Simon S.L., Vlasov O., Webbe-Wood D. (2010) Validation of <sup>131</sup>I ecological transfer models and thyroid dose assessments using Chernobyl fallout data from the Plavsk district, Russia. *J. Environmental Radioactivity*. **101**(1), 8-15.

## БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ЛОКАЛЬНОГО ВЗАИМОДЕЙСТВИЯ В СИСТЕМЕ “ОБЩЕСТВО–ПРИРОДА” В УСЛОВИЯХ ТЕХНОГЕНЕЗА БИОСФЕРЫ

© 2023 г. Е. В. Евстафьева<sup>a</sup>, \*, Е. В. Ясенева<sup>b</sup>, \*\*, А. М. Богданова<sup>c</sup>, А. С. Макарова<sup>d</sup>,  
О. А. Залата<sup>c</sup>, С. Л. Тымченко<sup>c</sup>, О. Б. Московчук<sup>c</sup>, А. Е. Слюсаренко<sup>c</sup>, И. А. Евстафьева<sup>c</sup>,  
Ю. А. Бояринцева<sup>c</sup>, С. А. Зинченко<sup>c</sup>

<sup>a</sup>Академический научно-исследовательский институт физических методов лечения, медицинской климатологии  
и реабилитации им. И.М. Сеченова, ул. Мухина, 10/3, Ялта, 298603 Россия

<sup>b</sup>Филиал Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова,  
ул. Героев Севастополя, 7, Севастополь, 299001 Россия

<sup>c</sup>Крымский федеральный университет им. В.И. Вернадского, бульвар Ленина, 5/7, Симферополь, 295006 Россия

<sup>d</sup>Российский химико-технологический университет им. Д.И. Менделеева, Миусская пл., 9, Москва, 125047 Россия

\*e-mail: e.evstafeva@mail.ru

\*\*e-mail: eyaseneva@yandex.ru

Поступила в редакцию 13.03.2023 г.

После доработки 27.04.2023 г.

Принята к публикации 27.04.2023 г.

В статье обосновывается необходимость биогеохимического подхода к анализу взаимодействия в системе “общество–природа” в условиях антропогенной трансформации биосферы, ключевым индикатором которого является состояние здоровья населения. Излагаются основные принципы и задачи многоуровневого медико-экологического мониторинга, который позволяет последовательно продвигаться от качественной оценки состояния здоровья населения и экологической ситуации к количественному определению степени экологического риска здоровью и региональных норм для техногенных факторов с учетом модификации их эффекта биогеохимическими условиями среды. Приводятся результаты апробации мониторинга на региональном (Республика Крым), субрегиональном (г.г. Севастополь, Симферополь) и локальном (отдельные когорты городского населения) уровнях. Ведомственные официальные данные при ограниченности их информативности для решения научных задач на региональном уровне с достаточной долей вероятности позволили выявить контрастные в плане экологического риска здоровью территории. Субрегиональные (в пределах населенных пунктов) биомониторинговые исследования на этих территориях (г.г. Севастополь и Симферополь) обнаружили пространственную гетерогенность и локусы с более высоким содержанием некоторых тяжелых металлов и других химических элементов в средах и биосубстратах (почва, растения). Когортные исследования жителей этих городов и определение содержания 29 химических элементов в организме человека и функционального состояния систем-мишеней в группах риска на основе данных корреляционного и регрессионного анализов позволили количественно оценить их физиологическую значимость, а также эффекты комплексного влияния при фоновой экспозиции.

**Ключевые слова:** биогеохимические основы нормирования, медико-экологический мониторинг, микроэлементы, ксенобиотика, здоровье населения, моделирование

**DOI:** 10.31857/S0016752523100059, **EDN:** GTWINT

### ВВЕДЕНИЕ

Фундаментальные положения учения В.И. Вернадского о биосфере и ноосфере, как научном регулировании взаимодействия в системе “общество–природа”, оказались неисчерпаемой основой для развития не только теоретических представлений, но и решения насущных практических задач современности. Их актуальность

стала еще более острой в последние десятилетия в связи с глобальной антропогенной трансформацией биосферы, которая на локальном и региональном уровнях на некоторых территориях достигает критических состояний, приводящих к необратимым последствиям как для экосистем, так и для здоровья населения. Их масштабы столь значительны, что на повестке дня научного сообщества стоит вопрос о выживании Homo sapiens в

этих условиях. И первое оптимистичное восприятие названия статьи В.И. Вернадского “Начало и вечность жизни”, 100-летний юбилей выхода которой мы отмечаем, сменяется пониманием, что именно на Земле жизнь имела начало, а, следовательно, при неразумном технологическом развитии, на Земле она может быть конечной. Это как никогда ощущается в последнее время.

Что возможно сделать для того, чтобы представления В.И. Вернадского о ноосфере были реализованы? Отказаться от техногенеза не представляется возможным, но возможно попытаться определить рамки допустимой антропогенной трансформации биосферы, при соблюдении которых механизмы гомеостатического регулирования в экосистемах и организме человека будут достаточными, а риск их необратимого нарушения — минимальным.

В связи с этим при всем многообразии взаимодействия в системе “общество—природа”, многочисленных проявлениях и последствиях антропогенной трансформации биосферы для экосистем и здоровья человеческой популяции жизненно важным является умение сосредоточиться на оценке ключевых индикаторов этого взаимодействия.

На разных этапах антропогенеза это взаимодействие осуществлялось в разных формах и с разными последствиями. Менялась и приоритетность экологических факторов в отношении их значимости для выживания и оптимального существования человеческих популяций. По мере того, как развитие техногенеза увеличивало возможности культурной адаптации к условиям среды и были освоены разные климато-географические регионы, все более определяющую роль в условиях возрастающего химического загрязнения стала играть фундаментальная экологическая связь в виде биогеохимических трофических цепей. Вовлечение в них огромного количества химических элементов (ХЭ), соединений и ксенобиотиков привело к нарушению глобальных биогеохимических циклов, формированию искусственных биогеохимических провинций и, как следствие, изменению химического гомеостаза в организме человека, являющегося конечным консументом большинства из них. Повышенное поступление в организм человека токсичных в сочетании с дефицитом эссенциальных микроэлементов дало основание для заключения о масштабах этого явления и вывода о том, что “...коррекция дисбаланса макро- и микроэлементов может быть сопоставима с ролью генетических факторов в формировании здоровья” (Кудрин, Громова, 2006).

В этих условиях необходима такая методология, которая позволит с уверенностью определить рамки допустимой антропогенной нагрузки с учетом природных (биогеохимических) особен-

ностей территорий и техногенной нагрузки. В качестве инструмента для этого предлагается использовать оценку экологического риска как для экосистем, так и для здоровья. Производить ее следует посредством натуральных мониторинговых исследований, которые позволят в значительной степени учитывать комплекс природных и техногенных факторов, приоритетность и значимость которых в отношении влияния на здоровье на разных территориях существенно различается.

Целью настоящего исследования явилась разработка и апробация методологического подхода и методических приемов к осуществлению медико-экологического мониторинга разного уровня в масштабах отдельного региона.

## ТЕОРЕТИЧЕСКИЙ АНАЛИЗ

Недостаточность гигиенического нормирования, ограниченность использования предельно допустимых концентраций (ПДК) в качестве норматива, необходимость определения экологических (экосистемных) нормативов давно обсуждаются в литературе (Башкин и др., 1993). Их критике и анализу посвящено значительное количество научных публикаций. Более того, в этом направлении имеется и значимый практический прогресс, например, в виде руководств (Шпрангер и др., 2004; Припутина, 2015), которые разрабатываются экспертными группами под эгидой Конвенции о трансграничных переносах атмосферных загрязнителей (Long Range Transboundary Air Pollution — LRTAP), и рекомендуются к использованию при оценке экологической ситуации в странах-участницах Конвенции. Эти нормативы (критические нагрузки — КН) рассчитываются с учетом природных особенностей территорий, и при неполной их объективности в силу ограниченности и (или) неопределенности некоторых из исходных данных они являются значительно более информативными по сравнению с ПДК. Этот подход по своей сути является практической реализацией биогеохимического методологического принципа теории В.И. Вернадского.

Но в любом случае при имеющемся методологическом и методическом прогрессе в оценке экологической ситуации недостаточной остается оценка конечного эффекта влияния антропогенно модифицированной среды на общественное здоровье. В то же время становится все более ясным, что негативные изменения в состоянии общественного здоровья в значительной степени обусловлены растущей техногенной нагрузкой, в связи с чем экологическая модель медицины (Дильман, 1987) на сегодняшний день считается ведущей.

Сосредоточение усилий на анализе состояния популяционного здоровья на конкретных терри-

ториях и степени его обусловленности экологической ситуацией (оценка экологического риска здоровью) позволит оценить реальный эффект влияния техногенных факторов на фоне природных (биогеохимических) условий в регионе и значительно экономизировать действия по определенной степени экологического риска на конкретной территории. Кроме этого, существенная экономия затрат на мониторинговые исследования возможна будет при их выполнении прежде всего на наиболее неблагоприятных в отношении здоровья населения и экологической ситуации территориях, поскольку следует стремиться к снижению риска, но невозможно достичь его нулевого уровня.

Гуманитарная составляющая и экономическая оценка качества здоровья нашла отражение в стратегических документах государства (Основы государственной политики..., 2012). И если еще недавно это носило главным образом декларативный характер, то последние методические рекомендации (Зайцева и др., 2022) в этой сфере свидетельствуют о достаточно ясном понимании того, какой должна быть оценка воздействия на человека с биогеохимических позиций. Главным критерием качества среды и основанием для принятия решений по управлению риском является оценка экспозиции поступающих по всем возможным путям в организм человека загрязнителей и определение степени их влияния на органы и системы-мишени и приспособительные возможности организма в целом.

Последнее представляется особенно важным, если исходить из того, что экологическое нормирование должно основываться на превентивных позициях, а не на результатах состоявшегося неблагоприятного воздействия на здоровье в виде заболеваемости или смертности. Иными словами, в дополнение к имеющимся подходам использования медико-демографических показателей в оценке качества здоровья нужно ориентироваться на отслеживание предпатологических изменений, а точнее, – снижение адаптационных резервов организма, – которые будут сигнализировать о необходимости ограничения того или иного фактора на стадии, когда еще не сформированы необратимые изменения в состоянии здоровья. Обоснование предлагаемых подходов не отрицает уже практикуемые в этой научно-практической сфере, а лишь является их продолжением, позволяющим решать задачи на качественно более высоком уровне.

## МЕТОДИКА

### *Дизайн исследования*

Исходя из биогеохимических принципов экологического нормирования была разработана и апробирована в Крымском регионе схема меди-

ко-эко-физиологического мониторинга (рис. 1). В ее основу положен комплексный системный подход к решению разного уровня медико-экологических задач, что позволяет осуществлять последовательное продвижение от качественной оценки ситуации и выявления наиболее неблагоприятных в отношении экологического риска здоровью территорий к количественной оценке обусловленности здоровья действием комплекса приоритетных техногенных факторов с учетом природных особенностей территорий. В конечном итоге результатом должна явиться количественная оценка влияния на здоровье (индивидуальное и популяционное) тех или иных приоритетных на конкретных территориях загрязнителей, определение региональных нормативов, степени экологического риска здоровью и основанное на этом управление риском.

Так, региональный уровень мониторинга подразумевает сбор, обработку и анализ имеющихся ведомственных данных, позволяющих оценить экологическую ситуацию и состояние здоровья населения. В результате такого анализа оценивается пространственная неоднородность территорий, определяются среди них те, которые на основании полученных данных возможно считать территориями повышенного экологического риска.

Далее на этих территориях выполняются менее масштабные исследования субрегионального уровня, обычно в пределах населенных пунктов, при которых используются как имеющиеся данные (например, заболеваемость, но с адресной привязкой, а не обобщенные сведения), так и проводятся мониторинговые исследования по определению содержания загрязнителей в различных средах (почва, вода, воздух) и биологических субстратах (растения) в местах проживания. Результатом субрегионального мониторинга является определение локусов с неблагоприятным состоянием здоровья населения и экологической обстановкой. Благодаря количественному определению конкретных загрязнителей в разных компонентах среды возможна оценка их содержания в звеньях биогеохимических пищевых цепей и выявление наиболее значимых факторов риска на данных территориях.

Наконец, в отдельных локусах выполняются когортные исследования по определению содержания ХЭ и соединений в биосубстратах человека (биомаркеры экспозиции) и физиологические исследования по оценке функционального состояния систем-мишеней (биомаркеры эффекта). Посредством использования математических методов анализа осуществляется интеграция биомониторинговых, экологических и физиологических данных, производится количественная оценка значимости экологических факторов, определяется

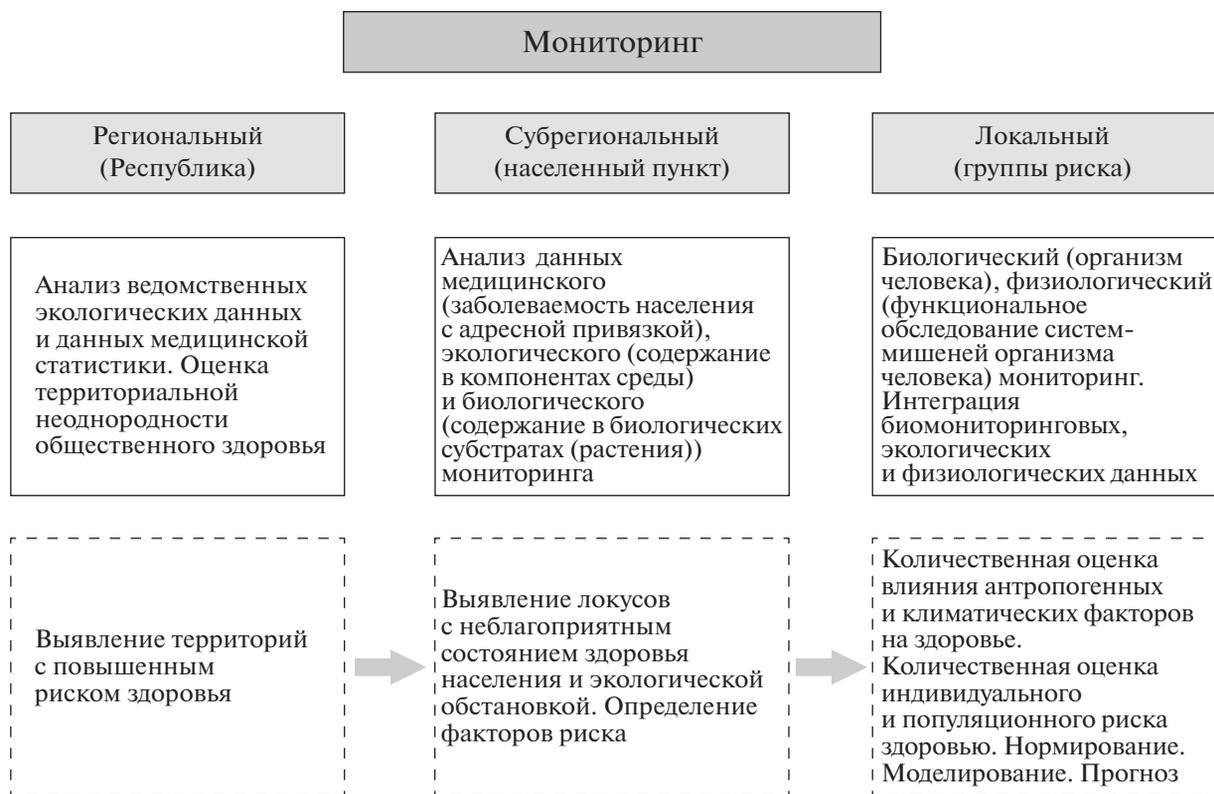


Рис. 1. Уровни и задачи медико-эко-физиологического мониторинга.

степень индивидуального и популяционного риска здоровью.

На основании установленных зависимостей и моделей осуществляется определение уровней (доз) факторов, превышение которых способно привести к уменьшению адапционных резервов организма (предпатологические состояния, “количество здоровья”) и (или) к невозможности поддержания гомеостаза (срыв адаптации, патология, болезнь).

**Региональный мониторинг.** Для выполнения мониторинговых исследований на региональном уровне были собраны и проанализированы ведомственные данные Министерств Здравоохранения и Экологии и природных ресурсов Республики Крым за возможно доступный период времени. Так как в соответствии с вышеизложенным ключевым индикатором было избрано здоровье человека, на 1-м этапе анализировали временную и пространственную неоднородность данных по общей заболеваемости и заболеваемости отдельных систем за 20–42-летний период, в том числе экологически зависимыми заболеваниями за последние годы.

Поскольку интересовала прежде всего экологическая детерминанта состояния здоровья, наиболее информативной на этапе регионального мониторинга являлась обобщенная оценка и со-

поставление состояния здоровья населения и экологической ситуации. Для этого определяли индекс регионального здоровья (Тикун, 1997) и ранжировали муниципальные образования по результатам интегрального нормирования показателей состояния окружающей среды (Prokhorov, Tikunov, 2005).

Определение индекса регионального здоровья основывалось на анализе официальных данных по общей смертности населения, младенческой смертности; смертности от инфекционных и паразитарных болезней; от болезней системы кровообращения, дыхания, органов пищеварения; новообразований; от врожденных аномалий и внешних причин. При расчете индекса регионального здоровья использовали данные Федеральной службы государственной статистики за 2018 г.

Экологическая оценка территорий производилась по интегрированному нормированному показателю состояния среды, который рассчитывали: по доле проб, не соответствующих санитарно-химическим показателям; обеспеченности населения муниципальных образований Крыма доброкачественной водой (данные Роспотребнадзора за 2016–2018 гг.); средним объемом выбросов стационарных источников в атмосферу в муниципальных образованиях Республики Крым (данные Министерства экологии и природных ресурсов Республики Крым за 2016–2018 гг.).

Учитывая ограниченную информативность официальных данных, были выполнены собственные мониторинговые исследования с использованием традиционного гигиенического и биогеохимического подхода — уравнения масс-баланса (Шпрангер и др., 2004). Были рассчитаны критические нагрузки трех тяжелых металлов (ТМ) (свинец, кадмий, ртуть) для двух типов наиболее распространенных в Крыму экосистем — лесных и сельскохозяйственных (пашня), и окислов азота и серы — для лесных экосистем. Детальное описание работ приведено в публикациях (Евстафьева и др., 2015, 2016 и др.).

С 2009 по 2013 гг. выполнялись работы по определению превышений КН для Pb и Cd, которые в последующем были продолжены до 2020 г. включительно в рамках Программы по охране окружающей среды в Республике Крым. На этих же экспериментальных площадках, расположенных в центральном, южном, северном, восточном и западном районах Крымского полуострова определяли и сравнивали с ПДК содержание ТМ в почвах.

Помимо этого, для обобщенной оценки экологической ситуации в отношении вклада в загрязнение ТМ выполняли моделирование с использованием модели USEtox, с помощью которой оценивают производственную миграцию химических веществ от производственных объектов, станций очистки сточных вод и пр. в окружающую среду через массовые потоки между компонентами окружающей среды. Подробное описание методики приводится в публикации (Макарова и др., 2022).

**Субрегиональный мониторинг.** На этом уровне мониторинга были выполнены исследования по определению ТМ в растительных объектах и почвенном покрове городской среды. Отбор проб листьев проводился по равномерной сети шагом приблизительно 1 км по всей территории города. Листья тополя пирамидального (*Populus nigra* f. *pyramidalis*) в первичной сырой массе около 100 г (20–30 листьев с одного дерева) отбирали из нижней внешней части кроны по окружности на высоте 1.5–2 м от поверхности земли с приблизительно одновозрастных деревьев с максимально возможным количеством ветвей, растущих в разных направлениях.

Отбор почвенных образцов был произведен на 69 площадках, которые находились на селитебной территории г. Севастополя (урбаноземы и культуроземы), и представляли различные ареалы функционального зонирования (рис. 2).

Химический анализ на определение ТМ в растительных образцах проводили на спектрометре “Спектроскан-МАКС-G” с использованием метода масс-спектропии в Научно-образовательном центре коллективного пользования ФИЦ ИнБЮМ “Спектрометрия и хроматогра-



**Рис. 2.** Схема расположения отбора проб почв на карте функционального зонирования города в г. Севастополе.

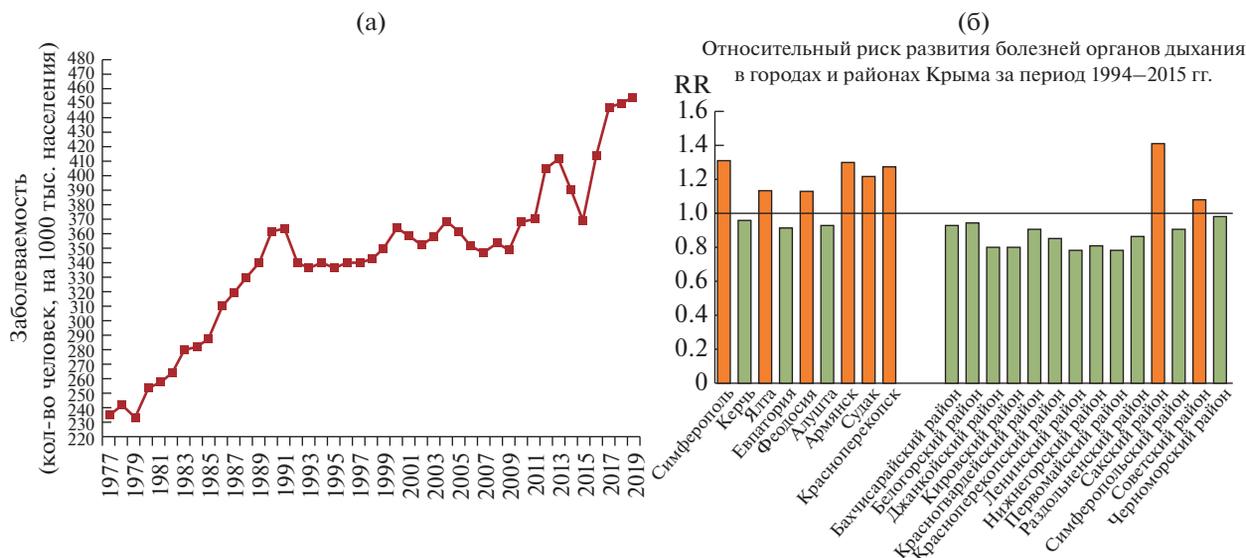
фия”, г. Севастополь. Оценка уровня загрязнения растительных объектов ТМ проводили по показателям, предложенным в результате сопряженных биогеохимических исследований окружающей среды городов с действующими источниками загрязнения (ГОСТ 17.4.4.02-84, 1984; Мажайский и др., 2003): 1) кларки концентрации (Кк); 2) коэффициенты концентрации (Кк); 3) коэффициенты биологического поглощения (КБП); 4) биогеохимическая активность (БХА). Общий уровень загрязнения листьев и почвы оценивали по индексу суммарной токсической нагрузки:

$$S_i = (1/n) \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{C_{фон}}$$

где  $C_i$  — содержание химических элементов в почве и растительности на исследуемом участке,  $C_{фон}$  — концентрация соответствующего элемента на фоновом (в данном случае данные по Байдарской долине) участке,  $n$  — число элементов, включенных в анализ. Суммарный показатель загрязнения  $Z_c$  рассчитывали, как сумму превышений коэффициентов концентраций ХЭ, накапливающихся в аномалиях (Сает и др., 1990) и оценивали в соответствии с градацией (Мажайский и др., 2003; Обзор загрязнения ..., 1998).

Полученные данные статистически обрабатывали, используя программу Excel; построение картографического материала было выполнено в ГИС-пакетах ArcView-3.2 и Golden Software Surfer 13.

Дополнительно субрегиональные исследования по определению 29 ХЭ в листьях тополя были проведены на территории г. Симферополя. Использовали инструментальный нейтронно-активационный анализ по методике (НСАМ ВИМС № 410-ЯФ) на исследовательском ядерном реак-



**Рис. 3.** Динамика онкозаболеваемости (а) и пространственная неоднородность заболеваемости дыхательной системы населения относительно среднекрымского уровня за 20-летний период (б).

торе ИРТ-Т (г. Томск, аналитик А.Ф. Судыко); определение ртути выполняли атомно-абсорбционным методом с использованием анализатора ртути с зеemanовской коррекцией неселективного поглощения РА–915М, пиролитической приставки ПИРО–915+ (г. Томск, аналитик к.х.н. Н.А. Осипова).

**Локальный мониторинг.** Локальный мониторинг заключался в когортных исследованиях групп риска (дети, беременные, с хроническими заболеваниями и т.п.). При этом определяли т.н. биомаркеры экспозиции (содержание химических элементов и их соединений в биологических субстратах человека) и биомаркеры эффекта (физиологические, биохимические показатели).

Определение содержания ХЭ в биосубстратах человека проводили посредством рентген-флуоресцентной спектрофотометрии, масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой, атомно-абсорбционной спектрофотометрии, инструментального нейтронно-активационного анализа. В качестве биосубстратов чаще всего использовали пробы волос, при обследовании некоторых когорт – венозную, пуповинную кровь, плаценту, грудное молоко. Отклонения индивидуального и группового элементного профиля волос обследуемых от нормы отмечали, ориентируясь на референсные значения содержания ХЭ в волосах (Скальный, 2003; Скальный, Рудаков, 2004; National research council ..., 2000).

Функциональное состояние систем-мишеней организма (иммунной, центральной и автономной нервной системы, сердечно-сосудистой системы) у различных групп риска проводили посредством методов иммунофлуоресцентного ана-

лиза, электроэнцефалографии с регистрацией вызванных и связанных с событием потенциалов, вариационной пульсометрии, реографии, психологического тестирования.

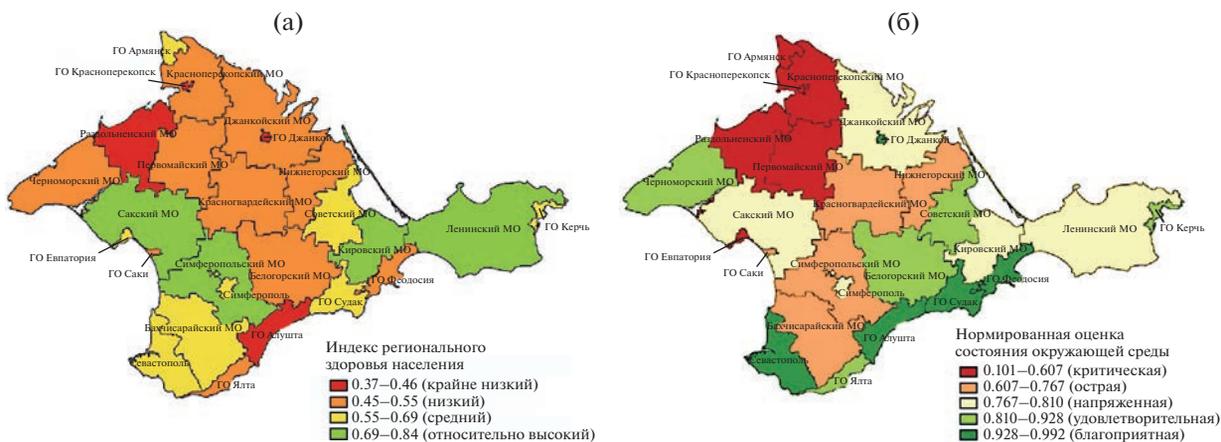
С целью интеграции экологических и физиологических данных и определения значимости уровней ХЭ в организме для функционального состояния систем использовали непараметрический корреляционный анализ по Спирмену и регрессионный анализ с использованием программного пакета Statistica, по результатам которых рассчитывали физиологическую значимость (“тропность”) ХЭ, коэффициенты элементного дисбаланса и детерминации функционального состояния систем элементным дисбалансом (Евстафьева и др., 2016, 2016а).

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

### *Региональный мониторинг*

Общая заболеваемость и заболеваемость органов и систем по данным обращаемости в лечебные учреждения для большинства нозологий за исследуемые периоды времени обнаружили постепенный рост. Особого внимания заслуживают экологически зависимые заболевания, например, новообразования, в том числе злокачественные, врожденные аномалии, заболевания дыхательной системы, нейродегенеративные заболевания и ряд других. При этом, сходная динамика большинства нозологий сочеталась с определенной пространственной гетерогенностью (рис. 3).

Выявление более выраженных неблагоприятных тенденций в изменении здоровья населения на некоторых территориях дает основание для поиска



**Рис. 4.** Ранжирование муниципальных образований Республики Крым по интегральному нормированному показателю оценки здоровья населения (а) и окружающей среды (б) за 2016–2018 гг.

возможной роли экологической ситуации. Визуальное сопоставление обобщенных оценок административных районов полуострова обнаружило как частичное их совпадение, так и существенные отличия (рис. 4). Это ожидаемо, поскольку исходные официальные данные являются недостаточными и не исчерпывающими для объективной оценки реальной ситуации. Кроме того, экологическая детерминанта здоровья может быть действительно значимой в разной степени на разных территориях. На некоторых из них бóльшую роль могут играть социальные (например, вопросы организации здравоохранения) и другие факторы. Наконец, если оценивается влияние экологической (биогеохимической) составляющей, дифференциальной территориальной единицей должен являться не административный район. Тем не менее, определение ранговой корреляции по Спирмену между интегральными показателями экологического состояния территорий и здоровья населения выявило статистически значимую связь ( $r_s = 0.642$ ;  $p < 0.05$ ). Таким образом, внутрирегиональное различие состояния здоровья населения в достаточной мере соответствовало пространственной дифференциации состояния окружающей среды, основанной на указанных выше характеристиках ее компонентов (атмосферного воздуха, почвы, воды).

При всей приближенности оценок в результате выполнения такого интегрирования имеющих официальных данных вполне реально определить в первом приближении территории, которые могут действительно оказаться территориями повышенного экологического риска для здоровья населения.

Для более объективной оценки экологической ситуации на этом уровне мониторинга были выполнены собственные мониторинговые исследования. Сопоставление результатов определения

нагрузки ТМ на почву гигиеническим (превышения ПДК) и экосистемным (превышения КН) подходами показало и сходство, и существенные различия в оценках (рис. 5), которые, очевидно, свидетельствуют о меньшей информативности традиционных гигиенических подходов, не учитывающих на каком природном фоне осуществляется техногенное воздействие. В то же время к оценке экологической ситуации по превышениям экосистемных нормативов также есть вопросы, которые нуждаются в доработке и осмыслении. Так, в Крыму имеет место высокая вариабельность количества выпадающих осадков, и в зависимости от этого результаты определения превышений КН в разные годы могут отличаться на порядок.

Результаты моделирования, основанного на официальных данных, на данном этапе также противоречили в некоторых случаях данным натурных исследований. Например, вклад в атмосферное загрязнение в г. Алушта для свинца был минимален, однако мониторинговые исследования свидетельствовали об обратном, причем при оценке как отечественными, так и международными подходами (рис. 6).

Таким образом, несмотря на сравнительно благополучную экологическую характеристику Крымского региона в отношении природных условий, что, собственно, и дает основание для позиционирования полуострова как курортно-рекреационной территории, тенденции в изменении состояния здоровья свидетельствуют, что и для этого региона оценка экологического риска здоровью может считаться актуальной.

**Субрегиональный мониторинг** позволяет перейти к более детальным количественным оценкам территорий с биогеохимических позиций, а именно: оценить содержание загрязнителя (ТМ) в почве, растении и организме человека, — прежде всего, на

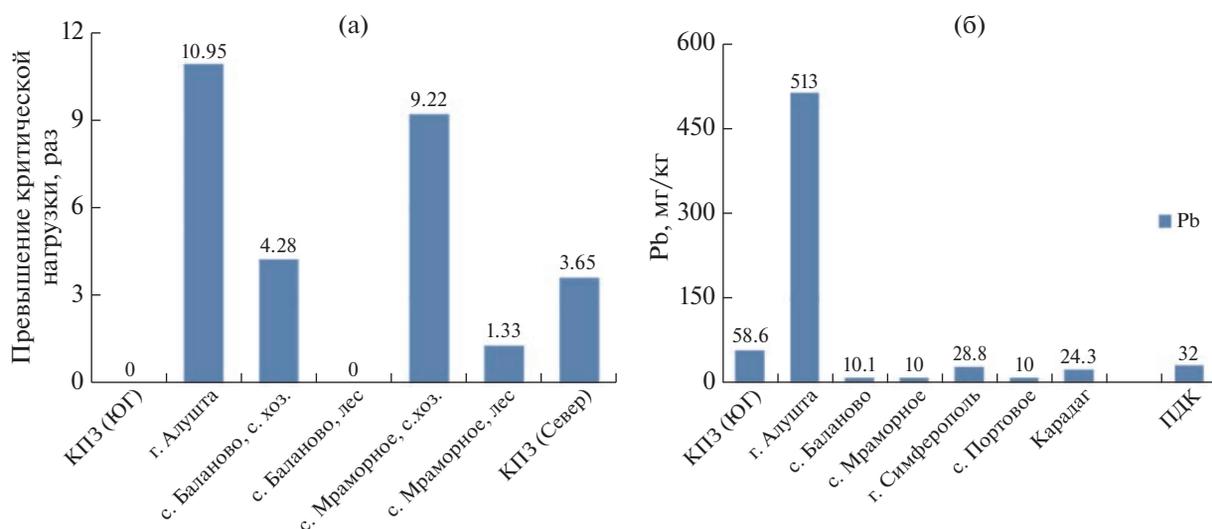


Рис. 5. Превышения критических нагрузок (а) и содержание свинца в почве (б) в 2017 г.  
Примечание: КПЗ (ЮГ) – южная территория Крымского природного заповедника.

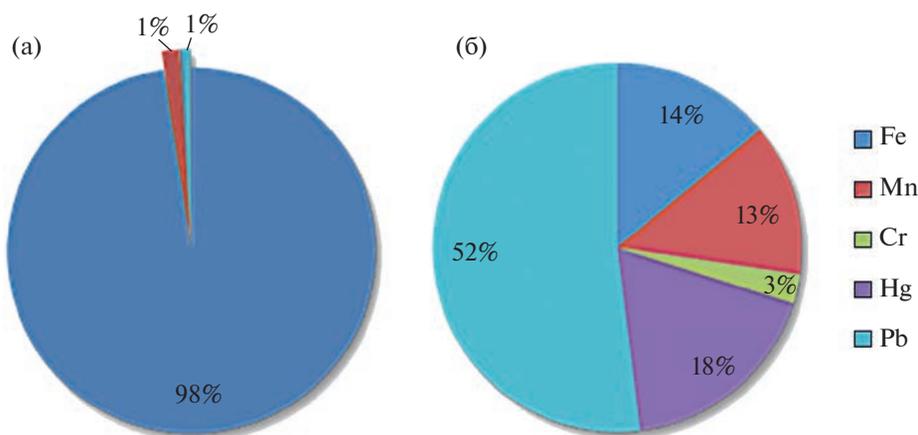


Рис. 6. Вклад тяжелых металлов в загрязнение атмосферы в г.г. Алуште (а) и Армянске (б).

городских территориях, которые на первом, региональном уровне, мониторинга в большинстве случаев обнаружили более выраженные негативные тенденции по сравнению с сельскохозяйственными территориями Крымского полуострова.

Проведенное исследование показало в целом незначительное накопление ТМ относительно фонового уровня на территории города Севастополя. Однако, имела место достаточно высокая вариабельность содержания ТМ на разных участках городской территории, особенно для Cu, Pb, Zn и As, максимальные значения которых в несколько раз были выше средних по городу (рис. 7). Такая закономерность может свидетельствовать о наличии локальных источников загрязнения определенным металлом.

Определение ХЭ в листьях тополя также позволяет говорить о благополучной в целом, однако, весьма неоднородной ситуации. При этом не отмечаются высокие уровни такого токсичного металла как Pb, но обращают на себя внимание As, Cu и Sr, для которых выявлено более высокое содержание на отдельных территориях города. Корреляционный анализ содержания ТМ в почве и листьях для 12-ти из них выявил статистически значимую связь средней силы ( $r_s = 0.64$ ), что дает основание предполагать его обусловленность поступлением из почвы, и в меньшей степени – поглощением из атмосферы.

В г. Симферополе выполнены исследования по определению содержания 29 ХЭ, включая редкоземельные, в листьях тополя и организме человека. На основании полученных данных были

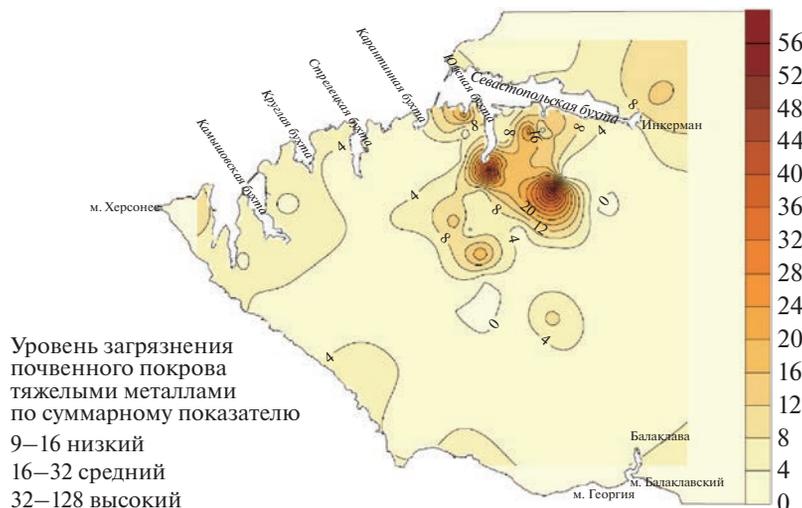


Рис. 7. Загрязнение почвенного покрова г. Севастополя тяжелыми металлами по суммарному показателю.

рассчитаны коэффициенты концентрации элементов, что позволило построить следующие геохимические ассоциативные ряды их содержания.

В золе листьев тополя геохимический ряд был следующим:  $Br_{2,9} > Co_{1,8} > Na_{1,7} > Sr_{1,3} > U = Rb_{1,2} > > Hg = As_{1,1} > Hf = Zn = Ag = Th = Ca_{1,0} > Cs_{0,9} > > Ba = Sb = Sc = Fe_{0,8} > Ta = Tb = Au = Lu_{0,6} > Ce = = Sm = Eu_{0,5} > La_{0,4} > Nd = Yb_{0,3} > Cr_{0,2}$ .

При этом территориальная неоднородность распределения ХЭ в листьях тополя обнаружена как внутри города, так и в сравнении с данными по другим городам России, в частности, для Br, Co, Na, Sr, U, Rb, Hg, As (Рихванов, 2015; Юсупов и др., 2018; Yusupov et al., 2020). Она также имела

место и по отношению к интегральным характеристикам: аддитивному геохимическому показателю (рис. 8) и коэффициенту Шоу (рис. 9).

Содержание значительной части определяемых в волосах жителей ХЭ соответствовало референсным значениям. В результате расчета Кк и сравнении с данными по содержанию ХЭ в волосах практически здоровых городских жителей Краснодарского края (Афтанас и др., 2012) был построен следующий геохимический ряд для жителей г. Симферополя:  $Co_{8,9} > Fe = As_{1,5} > Na_{1,1} > > Zn_{0,8} > Ca_{0,7} > Cr_{0,5} > Hg_{0,3}$ . Также в результате сравнения полученных данных с содержанием элементов в волосах жителей другого региона

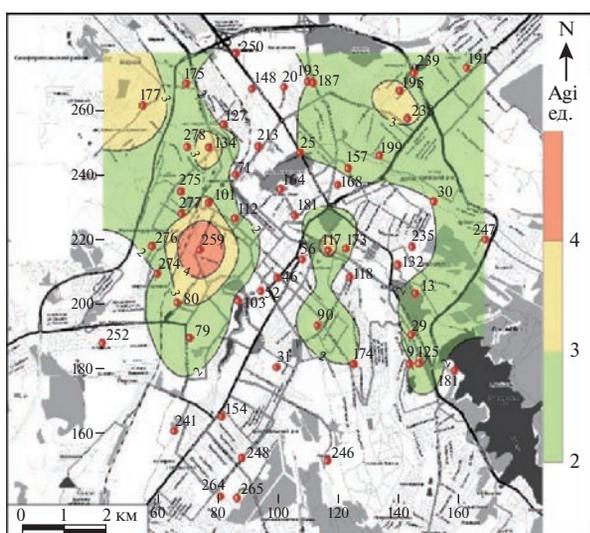


Рис. 8. Значения аддитивного геохимического показателя  $Agi$  в пробах листьев тополя г. Симферополя.

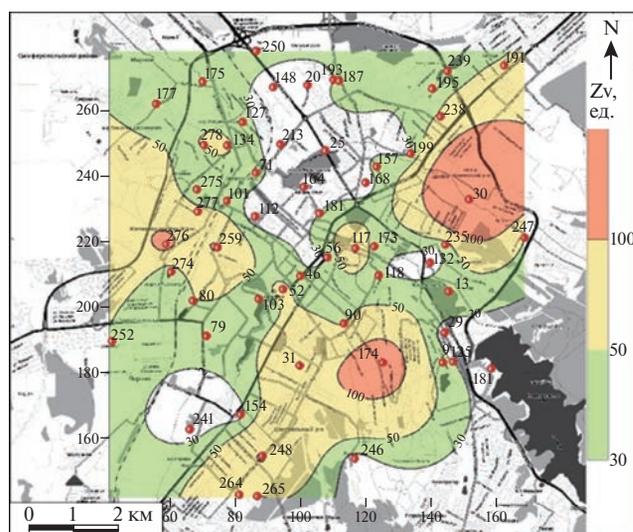


Рис. 9. Значения коэффициентов биогеохимической трансформации  $Zv$  в пробах листьев тополя г. Симферополя.

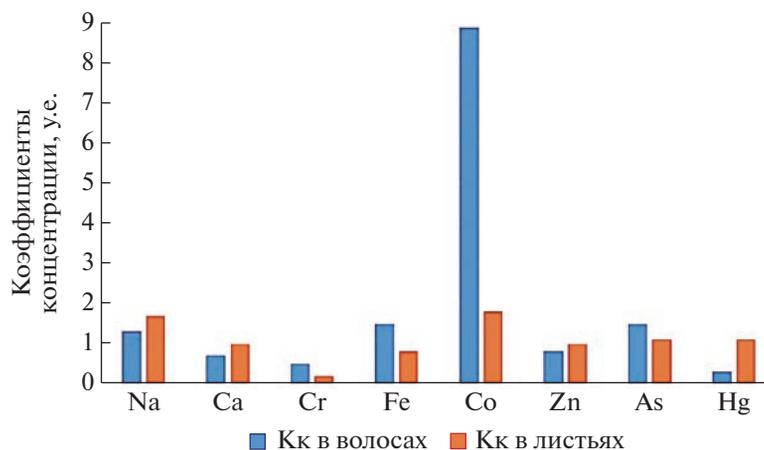


Рис. 10. Коэффициенты концентраций (Кк) ряда химических элементов в волосах жителей и золе листьев тополя на территории г. Симферополя.

Крымского полуострова (Радилов и др., 2020), – г. Армянска, – получен следующий геохимический ряд:  $Hg_{8,8} > Co_{7,5} > Ag_{2,0} > As_{1,5} > Fe_{1,4} > Zn_{1,1} > Na_{1,1} > Cr_{0,8} > Ca_{0,5} > Sr_{0,4}$ . Их сравнение дает основание говорить об определенной специфике элементного статуса жителей г. Симферополя.

Наиболее выраженной отличительной особенностью элементного профиля симферопольцев явилось более высокое содержание Вг и Ва, сева-стопольцев – Al.

Сопоставление геохимических рядов ХЭ в листьях тополя и волосах жителей демонстрирует избыточное ( $Кк > 1$ ) содержание в обоих биосубстратах Na, Fe, As и Co, в то время как в отношении других элементов этого не наблюдали (рис. 10).

**Локальный мониторинг.** Характер выявленных на системном уровне корреляционных связей между содержанием химических элементов и функциональными показателями состояния разных систем организма в фоновых условиях окружающей среды в целом согласовывался с известной и описанной в литературе их биологической ролью как на системном, так и на клеточном уровнях, но чаще при действии в более высоких дозах (профессиональном контакте) или в эксперименте. Следовательно, их физиологическая значимость даже в количествах в пределах существующей нормы не должна оставаться незамеченной, поскольку в случае сочетанного влияния на организм может иметь место аддитивный или даже синергический эффект, а суммирование физиологических эффектов может привести к значимому негативному влиянию и превысить приспособительные резервы организма.

В любом случае необходимы обобщающие оценки физиологической значимости этих отклонений, и не только в отношении отдельных элементов, но и в целом элементного дисбаланса.

Иными словами, важна интегральная оценка элементного статуса организма и его влияния на функциональное состояние систем. Именно это позволит установить степень обусловленности функционального состояния систем-мишеней присутствующим в организме уровнем микроэлементов. Сводные на данном этапе результаты ее определения для разных систем организма приведены в табл. 1.

Как следует из данных таблицы, “чувствительность” систем организма к уровню ХЭ отличается, то есть “тропность” одних и тех же элементов различна по отношению к разным системам организма. Более того, они могут быть более или менее значимы при определенных функциональных и патологических состояниях. Например, некоторые элементы более важны для протекания базовых нервных процессов, в то время как уровень других в большей степени сказывается на когнитивных функциях или состоянии иммунной, сердечно-сосудистой систем.

Так, у здоровых родильниц наиболее значимым для функционального состояния иммунной системы ожидаемо оказался Zn, в то время как у родильниц с антенатальной гибелью плода большим иммуностропным действием обладал Mo. В то же время корреляционный анализ содержания элементов в плаценте и иммунных показателей крови матерей показал иную “тропность” существенно большего числа элементов, среди которых были и токсичные, что требует отдельного рассмотрения. Разные ХЭ обнаруживали свое влияние и в случае с отличающимися объемами двигательной активности, а также в разные возрастные периоды. Более детально результаты мониторинговых исследований изложены в публикациях соавторов статьи.

**Таблица 1.** Физиологическая значимость (“тропность”) химических элементов для разных систем организма (в баллах)

<i>Нейротропность</i> , оцениваемая по спектральной мощности тета-ритма электроэнцефалограммы	
Здоровые подростки. Результаты, зарегистрированные при проведении функциональных проб (глаза закрыты, открыты, арифметическая задача)	Волосы: As(54) > Se(33) > Cr(29) > Sr(28) > Cd, Ni(26) > Pb(25) > Co(15) > Hg(13) > Ca, Zn, Cu(8) > Fe(4) > Rb(3)
	Волосы: Pb(52) > As(50) > Ni(47) > Zn(46) > Ca(39) > Cu(38) > Sr(32) > Se(23) > Fe(21) > Cr(19) > Rb(13) > Br(9) > Cl(6)
	Волосы: Hg(50) > Zn(35) > As(24) > Cl(23) > Pb(21), Ni(4) > Mn, K, Co(3)
Суммарный результат	As(128) > Pb(98) > Zn(89) > Ni(73) > Hg(63) > Sr(60) > Se(56) > Cr(48) > Ca(47) > Cu(44) > Cl(29) > Cd(26) > Fe(25) > Co(18) > Rb(16) > Br(9)
<i>Нейротропность</i> , оцениваемая по спектральной мощности альфа-ритма электроэнцефалограммы	
Здоровые юноши и девушки 18–20 лет	Волосы: Ag(45) > Au(31) > Hg(45) > Rb(20) > Ba(17) > Sb(13) > Na, Zn, Fe(12) > Ca, > Cs(8) > Br(6) > As(4)
	<i>Редкоземельные элементы</i> (юноши) Волосы: Ce(44) > Lu(33) > La(24) > Ta(23) > Nd(12) > Hf(4).
Дети с задержкой психического развития	Волосы: Pb(43) > Ni(23) > Mn(15) > Ca(7) > Sr(3)
<i>Иммунотропность</i>	
Родильницы с благополучно завершённой беременностью	Венозная кровь: Zn(37) > Cu(20) > Mn(17) > Ni(16) > Mg(14) > Al(12) > Pb, Cd(8) > Fe(4)
Родильницы с антенатальной гибелью плода	Венозная кровь: Mo(58) > Mn(8) > Al, Ni(3) > Fe(2); Плацента: Cu(32) > Pb(30) > Cd(25) > Ni(24) > Zn(16) > Al(12) > Mo(3).
Здоровые подростки	Волосы: Se, Mo(21) > V, Ba, Sb(17) > Ni(13) > As(11) > Ag(10) > Fe, Pb(9) > Cu(5)
Дети с задержкой психического развития	Волосы: Zn(28) > Fe, Pb(8) > Cu(6) > Co, Ni, Ca(4) > As, Mn, Mo, Cr(3)
<i>Вегетотропность</i>	
Подростки-спортсмены	Волосы: Sr(94) > Bi(89) > Ca(42) > S(39) > Ti(37) > Cu(12) > Mn, Fe(11) > Co(7) > K, Br(6) > V, Sn(5)
Здоровые юноши и девушки 18–20 лет	Волосы: Sb(38) > La(30) > U(21) > Rb(17) > Au(6) > As, Sc, Eu(8) > Hg(4) > Ce(2)
<i>Кардиоваскулотропность</i>	
Подростки-спортсмены	Волосы: Mn(56) > Ti(40) > Pb(28) > Cl, Zr(16) > Ni(14) > As(12) > Ca, Fe(9) > Zn(7) > S(6) > Cu, Se, Rb(3)
Юноши-спортсмены	Волосы: Zr(8) > Mo(5) > Fe(4) > Zn, Rb, Mn, Ca(3) > Pb, Cu, Cd(2) > As, Se, Sn, Ni(1)

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Реализация биогеохимического подхода к проведению мониторинговых исследований разного уровня на примере Крымского региона на данном этапе представляет собой не законченное исследование, а лишь совокупность решения отдельных задач, которые, однако, имеют не фраг-

ментарный, а системный характер. Задача данного этапа заключалась в апробации предлагаемого подхода и методик, оценке их информативности и перспектив использования. Это позволило получить результаты, свидетельствующие о перспективности движения в направлении исследований по оценке экологического риска здоровью как важнейшего ключевого индикатора взаимо-

действия в системе “общество–природа”. Однако достижение конечной цели в виде количественной оценки техногенного влияния на здоровье человека на конкретных территориях с определенными биогеохимическими условиями и приоритетными на данной территории антропогенными факторами возможно при полномасштабном проведении всех звеньев мониторинга на всех его уровнях. Именно в этом случае будет возможным определить пределы допустимого комплексного воздействия антропогенных факторов на экосистемы и здоровье человека с учетом природных условий на конкретных территориях и, в соответствии с этим, обосновывать управленческие решения по планированию хозяйственного развития регионов.

## ВЫВОДЫ

1. Использование биогеохимического подхода на базе многоуровневого медико-эко-физиологического мониторинга в масштабах Крымского полуострова продемонстрировало его перспективность для оценки взаимодействия в системе “общество–природа”, максимально приближенной к реальной ситуации.

2. Ведомственные официальные данные при ограниченности их информативности для решения научных задач позволили на первом этапе исследований с достаточной долей вероятности выявить контрастные в плане экологического риска здоровью территории Крымского полуострова.

3. Субрегиональные биомониторинговые исследования обнаружили пространственную гетерогенность в пределах населенных пунктов (г.г. Севастополь, Симферополь) и локусы с более высоким содержанием некоторых тяжелых металлов и других химических элементов в средах (почва, растения).

4. Когортные исследования городских жителей по определению содержания 29 химических элементов в организме человека и исследованию функционального состояния систем-мишеней в группах риска позволили количественно оценить их разную физиологическую значимость при региональных уровнях фоновой экспозиции в крымских городах.

*Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.*

*Коллектив авторов выражает глубокую благодарность и признательность научному руководителю международной научной конференции “Современное развитие биогеохимических идей В.И. Вернадского”, рецензентам и редакции журнала “Геохимия” за анализ представленных материалов и ценные замечания.*

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Афтанас Л.И., Березкина Е.С., Бонитенко Е.Ю., Бурцева Т.И., Вареник В.И., Грабеклис А.Р., Демидов В.А., Киселев М.Ф., Николаев В.А., Скальный А.В., Скальная М.Г. (2012) Элементный статус населения Северо-Западного, Южного и Северо-Кавказского федеральных округов. Под ред. А.В. Скального, М.Ф. Киселева. СПб.: Медкнига “Элби-СПб”, 448 с.
- Башкин В.Н., Евстафьева Е.В., Снакин В.В., Алябина И.О., Антипов А.В., Бражникова О.И., Воробьев В.В., Воробьева И.Б., Галиулин Р.В., Дубинина С.С., Ермаков В.В., Иванов Ю.Г., Козлов М.Я., Кочуров Б.И., Кудеярова А.Ю., Кузовникова Т.А., Кречетов П.П., Макаров С.В., Мамитко А.В., Мартынов А.В., Мельченко В.Е., Миркин Б.М., Орлинский Д.Б., Припутина И.В., Романова Ю.К., Семенов Ю.М., Семенова Л.Н., Сигарева Л.Е., Сорокикова Н.В., Степичев А.В., Хазиахметов Р.М., Хазиев Ф.Х., Чернегова Л.Г. (1993) Биогеохимические основы экологического нормирования. Москва: Федеральное государственное унитарное предприятие “Академический научно-издательский, производственно-полиграфический и книгораспространительский центр “Наука”, 304 с.
- ГОСТ 17.4.4.02-84 (1984) Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки почв для химического, бактериологического и гельминтологического анализа. Москва: Изд-во стандартов, 14 с.
- Дильман В.М. (1987) Четыре модели медицины. Л.: Медицина, 288 с.
- Евстафьева Е.В., Залата О.А., Евстафьева И.А. (2016) Способ оценки влияния биоэлементов на функциональное состояние центральной нервной системы. Патент на полезную модель № 164769 Гос. Реестр полезных моделей РФ 26.08.2016 г.
- Евстафьева Е.В., Залата О.А., Евстафьева И.А., Щёголева М.Г. (2016) Способ оценки влияния элементного дисбаланса на функциональные расстройства нервной системы. Патент на полезную модель № 164768 Гос. Реестр полезных моделей РФ 26.08.2016 г.
- Евстафьева Е.В., Нараев Г.П., Сологуб Н.А., Карпенко С.А. (2015) Подходы к оценке риска от действия тяжелых металлов на наземные экосистемы на территории Республики Крым. *Проблемы анализа риска*. **12**(5), 6-15.
- Евстафьева Е.В., Нараев Г.П., Сологуб Н.А., Карпенко С.А., Белалов В.В., Богданова А.М., Тымченко С.Л., Евстафьева И.А. (2016) Оценка экологического риска здоровью населения Республики Крым как основа экологической безопасности в регионе. *Проблемы анализа риска*. **13**(3), 8-25.
- Зайцева Н.В., Май И.В., Алексеев В.Б., Клейн С.В., Землянова М.А., Кирьянов Д.А., Камалтдинов М.Р., Андришунас А.М., Максимова Е.В., Слюсарь Н.Н., Савочкина А.А. (2022) Состояние здоровья населения в связи с состоянием окружающей среды и условиями проживания населения. Методические рекомендации МР 2.1.10.0273-22. ФБУН “Федеральный научный центр медико-профилактических технологий управления рисками здоровью населения”. Москва, 65 с.
- Кудрин А.В., Громова О.А. (2006) Микроэлементы в неврологии. М.: ГЭОТАР-Медиа, 304 с.

- Мажайский Ю.А., Торбатов С.А., Дубенок Н.Н. (2003) Агроэкология техногенно загрязненных ландшафтов. Смоленск, 384 с.
- Макарова А.С., Станкова А.И., Евстафьева Е.В., Евстафьева И.А. (2022) Моделирование ртутной нагрузки на экосистемы разных территорий Крымского полуострова с использованием модели USEtox. *Экосистемы*. **29**, 80-89.
- Основы государственной политики в области экологического развития России на период до 2030 г., утв. Президентом РФ от 30 апреля 2012 г., п.13.
- Припутина И.В. (2015) Методология критических нагрузок и ее развитие в связи с конвенцией о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния. *Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем*. **26**(2), 80-96.
- Радилов А.С. Комбарова М.Ю., Павлова А.А., Горбунов А.Ю., Гуляев Д.В., Карманов Е.Ю. (2020) Содержание химических элементов в волосах населения, проживающего в г. Армянск (Республика Крым) в период чрезвычайной экологической ситуации. *Медицина экстремальных ситуаций*. **22**(1), 49-60.
- Рихванов Л.П., Юсупов Л.П., Барановская Н.В., Ялалтдинова А.Р. (2015) Элементный состав ливы тополя как биогеохимический индикатор промышленной специализации урбасистем. *Экология и промышленность России*. **45**, 58-63.
- Саэт Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. (1990) Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 335 с.
- Обзор загрязнения окружающей природной среды в Российской Федерации за 1997 г. (1998) Федеральная служба России по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. М., 218 с.
- Скальный А.В. (2003) Референтные значения концентрации химических элементов в волосах, полученных методом ИСП-АЭС (АНО ЦБМ). *Микроэлементы в медицине*. **4**(1), 55-56.
- Скальный А.В., Рудаков И.А. (2004) Биоэлементы в медицине. М.: ОНИКС 21 век. Мир, 272 с.
- Тикунов В.С. Классификации в географии: ренессанс или увядание? (Опыт формальных классификаций) (1997) М.; Смоленск: Изд-во СГУ, 367 с.
- Шпрангер Т., Смит Р., Фаулер Д., Миллз Д., Пош М., Шютце Г. (2004) Руководство по методологиям и критериям моделирования и картирования критических нагрузок и уровней, влияния атмосферных загрязнений, а также рисков и трендов: Конвенция ЭКЕ ООН по трансграничному загрязнению воздуха на большие расстояния. 307 с.
- Юсупов Д.В., Рихванов Л.П., Робертус Ю.В., Ляпина Е.Е., Турсуналиева Е.М., Барановская Н.В., Осипова Н.А. (2018) Ртуть в листьях тополя на урбанизированных территориях Юга Сибири и Дальнего Востока. *Экология и промышленность России*. **22**(12), 56-62.
- National research council committee on the toxicological effects of methylmercury (2000) Toxicological effects of methylmercury. Washington (DC), National Academy of Sciences, 344 p.
- Prokhorov B.B., Tikunov V.S. (2005) Public health in the Russian regions. *Geography and Natural Resources*. **2**, 26-33.
- Yusupov D.V., Baranovskaya N.V., Robertus Y.V., Radomskaaya V.I., Pavlova L.M., Sudyko A.F., Rikhvanov L.P. (2020) Rare earth elements in poplar leaves as indicators of geological environment and technogenesis. *Environ. Sci. Pollut. Res*. **27**, 27111-27123.

## БИОГЕОХИМИЧЕСКИЙ ИНЖИНИРИНГ

© 2023 г. В. Н. Башкин\*

*Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН,  
ул. Институтская, 2-2, Пущино, Московская обл., 142290 Россия*

*\*e-mail: vladimirbashkin@yandex.ru*

Поступила в редакцию 02.03.2023 г.

После доработки 11.05.2023 г.

Принята к публикации 18.05.2023 г.

В статье рассмотрена возможность перехода от фундаментальных идей В.И. Вернадского к биогеохимическим технологиям. Показано, что с использованием предлагаемых технологий происходит восстановление биогеохимических (БГХ) циклов, прежде всего, в микробном звене. Приведены примеры оценки микробного загрязнения. Также с применением биогеохимических подходов оценены величины геоэкологического риска в условиях функционирования газовой промышленности в полярных экосистемах. Рассмотрена совместимость предлагаемых технологий с имеющимися производственными подходами, в частности, ОВОС (оценка воздействия на окружающую среду). Даны решения проблемы адаптивной рекультивации нарушенных тундровых почв на фоне усиления континентальности климата. В конечном итоге показан набор биогеохимических технологий, защищенных патентами РФ.

**Ключевые слова:** биогеохимический инжиниринг, нарушенные и загрязненные почвы, микробное загрязнение, рекультивация, геоэкологические риски, биогеохимические технологии

**DOI:** 10.31857/S0016752523100023, **EDN:** FRVOQQ

### ВВЕДЕНИЕ

Приоритетные направления развития биогеохимии основаны на представлениях В.И. Вернадского о всеобщности биогеохимических циклов и об их всеохватывающей роли в обмене масс химических элементов между живыми организмами и биосферой (Вернадский, 1939).

Для параметризации разномасштабных локальных, региональных и глобальных изменений вследствие природных и антропогенных воздействий необходимо количественное понимание и моделирование структуры биогеохимических циклов, и это представляется одним из фундаментальных направлений современной науки. Такой подход позволяет вычлени ряд новых направлений развития биогеохимических исследований, на стыке именно фундаментальных и прикладных исследований (Ермаков и др., 2012). Формируется новая область исследований – инженерная биогеохимия, в рамках которой происходит развитие инновационных биогеохимических технологий (Башкин, 2018). Биогеохимические технологии – технологии и технологические процессы, основанные на моделировании, понимании и управлении биогеохимическими циклами. Это природоподобные технологии, позволяющие с использованием естественных средств восстанавливать природные биогеохимические циклы. Об-

ласти использования – прежде всего, рекультивация загрязненных и нарушенных почв. Также они нашли широкое применение при расчетах биогеохимических стандартов, риск-менеджменте, производстве биотоплива и для других природно-ориентированных процессов (Bashkin, 2016, 2017; Bashkin, Galiulin, 2019).

Основная цель данной статьи заключается в представлении теоретически и практически обоснованных биогеохимических технологий объектно-ориентированной рекультивации загрязненных и нарушенных тундровых почв на территориях и участках, появившихся вследствие создания и функционирования газовой промышленности и инфраструктуры в полярных регионах, а также перевыпаса северных оленей на полярных пастбищах. Данная цель достигается путем решения целого ряда задач, а именно:

- рассмотрения состояния микробиома в нарушенных и загрязненных экосистемах;
- представления теоретических основ оценки геоэкологического риска в условиях техногенеза и ее практического приложения к условиям функционирования газовой промышленности;
- представления собственно биогеохимических объектно-ориентированных технологий рекультивации и диагностики загрязненных и нару-

шенных тундровых почв, и результатов их апробации на конкретных территориях;

– решения проблемы адаптивной рекультивации нарушенных тундровых почв на фоне усиления континентальности климата, отмеченного рядом авторов (Абдусаматов, 2014, 1917; Башкин и др., 2012; Маркелов и др., 2013; Bashkin, 2019; Захарова, 2022).

## БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ТЕХНОЛОГИИ

В основе различных биогеохимических технологий заложены принципы управления микробными сообществами в почвах. Основные стратегии микроорганизмов в почве условно могут быть охарактеризованы как *r*-виды – с низкой эффективностью использования субстрата, быстро растущие на легкодоступных соединениях, и *K*-стратегии – медленно, но эффективно минерализующие труднодоступный углерод (в том числе гуминовые вещества). Показано, что преобладание видов с *r*- или *K*-стратегией в микробном сообществе определяет скорости ростовых процессов, а конкурентные отношения микроорганизмов с разными стратегиями роста лежат в основе механизмов эмиссии, секвестрирования и оборачиваемости почвенного углерода. Воздействие таких стрессовых экологических факторов как повышенное содержание углекислого газа приводит к увеличению доли быстро растущих микроорганизмов в сообществе. Напротив, при загрязнении тяжелыми металлами, а также дефиците влаги экологическое преимущество получают микроорганизмы с *K*-стратегией. Увеличение уровня загрязнения приводит к достоверному уменьшению максимальной удельной скорости роста и к доминированию микроорганизмов с *K*-стратегией в микробных сообществах техногенно-загрязненных и нарушенных почв (Благодатская и др., 2016). В целом, смена доминирующей экологической стратегии микробного сообщества почвы является механизмом адаптации почвенных микроорганизмов к изменению экологической ситуации. Именно на понимание и управление этой адаптацией микробиома и направлено применение биогеохимических технологий. Рассмотрим различные примеры восстановления биогеохимических циклов в условиях различных загрязнений и нарушений, прежде всего, в импактных полярных экосистемах в зонах развития газовой промышленности и выбитых оленьих пастбищах.

### *Оценка и восстановление микробного звена биогеохимических циклов*

В условиях усиления континентальности климата в полярных регионах на фоне нарушения растительного покрова как за счет промышленной нагрузки, так и в результате перевыпаса северных оле-

ней происходит растепление почвогрунтов. Так, в течение жаркого лета 2016 г. произошла вспышка эпидемии сибирской язвы вследствие выхода на дневную поверхность захоронений умерших (ранее в 1940-х гг.) животных и возбудителем которой является бактерия *Bacillus anthracis* (Попова и др., 2016; Шестакова, 2016). Развитие этой эпизоотии произошло и в связи с поздним обнаружением очагов этой болезни из-за недостаточно развитой сети санитарно-эпидемиологических станций на огромной территории полуострова Ямал. Следовательно, была поставлена задача создать простую, природоподобную биогеохимическую технологию для первичной оценки микробного загрязнения.

Поставленную таким образом задачу удалось решить на основе разработанной инновационной технологии оперативной оценки микробного загрязнения природных вод, защищенной патентом на изобретение РФ. Суть метода заключается в том, что на территории пастбищного скотоводства, по карте-схеме крупного масштаба ( $M 1 : 200000$  или крупнее) определяют места выпаса скота. Затем с мест выпаса скота отбирают образцы навоза, который высушивают (при комнатной температуре) и просеивают (через сито диаметром ячеек 3 мм). После этого, из образца получают сухие и водные пробы из навоза, в которых определяют микробное загрязнение на основе анализа активности фермента дегидрогеназы. В табл. 1 приведены показатели статистически доказанного микробного загрязнения воды.

При этом значения активности фермента дегидрогеназы были подтверждены результатами анализа количества микробов, продуцирующих данный фермент в различных пробах, проведенного по общепринятой методике (Звягинцев и др., 1980). Из полученных аналитических данных и сравнительных исследований видно, что проба сухого навоза № 1, как первичного очага микробов, характеризуется максимальными значениями активности фермента дегидрогеназы,  $667 \text{ мкг } C_{19}H_{16}N_4/(г \text{ сут})$ , и количеством микробов,  $2,2 \times 10^9$  клеток/г, продуцирующих данный фермент. В водных пробах навоза № 2, № 3, № 4 и № 5, как вторичного очага микробов, при расширении соотношения навоз : вода в ряду – 1 : 1, 1 : 2, 1 : 3 и 1 : 4 активность фермента оказалась в прямо пропорциональной зависимости от количества микробов. Следует отметить, что если результаты анализа показывают нулевое значение активности фермента дегидрогеназы, то это означает полное отсутствие микробного загрязнения водной среды из навоза.

Предложенный метод позволяет оперативно (в течение 1 сут):

– идентифицировать микробное загрязнение водной среды из навоза скота, происходящее в результате просачивания через навоз дождевых и

**Таблица 1.** Идентификация микробного загрязнения водной среды из навоза крупного рогатого скота, посредством анализа активности фермента дегидрогеназы

№ пробы	Соотношение навоз : вода	Активность фермента дегидрогеназы, мкг 2,3,5-трифенилформазона- $C_{19}H_{16}N_4$ /(г сут) [проба № 1] и мкг $C_{19}H_{16}N_4$ /(мл сут) [пробы № № 2, 3, 4 и 5]	Количество микробов, клеток/г [проба № 1] и клеток/мл [пробы № № 2, 3, 4 и 5]
1	1 : 0	667	$2.2 \times 10^9$
2	1 : 1	248	$0.7 \times 10^8$
3	1 : 2	177	$5.2 \times 10^6$
4	1 : 3	59	$1.7 \times 10^6$
5	1 : 4	33	$1.0 \times 10^6$

талых вод, которые образуют поверхностные и внутрипочвенные стоки;

– обеспечить высокую точность и качество оценки эпидемиологической ситуации, вызванной патогенными микробами на территориях пастбищного скотоводства, первичным очагом которых может быть навоз больных животных;

– обосновать принятие профилактических или ремедиационных мер, чтобы избежать инфицирования местного населения через загрязненные поверхностные и подземные водоисточники, используемые для питьевых целей.

Согласно (Богданов, Головатин, 2017), как только при избыточной пастбищной нагрузке растительный покров оказывается полностью поврежденным или фрагментированным, и, соответственно, поверхность почвы обнажается, механизм эпизоотии, т.е. эпидемии у животных запускается. Известно, что деградация растительного покрова тундры способствует формированию на положительных (выпуклых) формах рельефа обнажений почвогрунтов. Таким образом, восстановление почвенно-растительного покрова является наиболее эффективным путем предотвращения эпизоотии.

#### *Оценка геоэкологических рисков в зоне воздействия эмиссий $NO_x$ от Бованенковского газоконденсатного месторождения*

Известно, что устойчивость техноэкосистем, т.е. экосистем, образованных под действием техногенных факторов, во многом определяется природными биогеохимическими циклами химических элементов, трансформированными в различной степени техногенной активностью. Понимание фундаментальных механизмов, регулирующих потоки веществ в биогеохимических цепях, позволяет дать количественную оценку геоэкологического риска и определить технологические решения для управления им в различных техноэкосистемах.

Кроме того, необходимо уметь предсказывать вероятность проявления негативного воздействия того или иного загрязнителя, также, как и размеры необходимой ремедиации экосистем (их очищения и восстановления), различные компоненты которых загрязнены и нарушены вследствие техногенеза. При попытке ответить на эти вопросы возникает неопределенность, связанная с недостаточными или неточными знаниями о взаимодействии загрязнителя и окружающей среды.

Следовательно, разработан ряд подходов на основе оценки геоэкологического риска (ГЭР), применяемой в тех случаях, когда невозможно дать однозначный ответ о воздействии техногенного загрязнения на состояние окружающей среды и здоровье человека. Однако, поскольку вредное воздействие проявляется практически всегда и варьируется лишь уровнем нанесения ущерба, то требуемый ответ должен содержать в себе оценку именно вероятности проявления ГЭР. Кроме того, необходимо ответить на вопрос о допустимости риска для различных экосистем и человека. Возникает и обратная задача – насколько изменяемая природная среда влияет на устойчивость функционирования промышленности.

В настоящее время общепризнана необходимость сохранения окружающей среды при освоении природных ресурсов районов российского Крайнего Севера, экосистемы которых характеризуются пониженным потенциалом устойчивости к внешним техногенным воздействиям. В число первоочередных объектов освоения входит Бованенковская группа месторождений углеводородного сырья (БГКМ), расположенная в западной части полуострова Ямал и характеризующаяся большими запасами природного газа и конденсата. Оценка величин ГЭР для экосистем в зоне воздействия эмиссионных выбросов БГКМ выполнена согласно стандартному алгоритму (Башкин, Припутина, 2010).

*Оценка критических нагрузок подкисляющих и эвтрофирующих соединений азота для наземных экосистем полуострова Ямал при разных сценариях температурных условий*

Под критическими нагрузками (КН) понимается допустимый уровень поступления загрязняющих веществ в экосистему, при котором не происходит необратимого разрушения биогеохимической цикличности. Если существующий уровень техногенного поступления поллютантов выше величин КН, выполняется количественная оценка превышений КН, значения которых, являясь показателем (гео)экологических рисков, определяют параметры необходимого снижения техногенных нагрузок, например, эмиссий кислотообразующих и эвтрофирующих соединений, эмитируемых при функционировании газовой промышленности.

Для расчетов величин КН были использованы следующие уравнения:

**Базовый алгоритм расчета величин КН кислотности** основан на использовании закона эквивалентов в соответствии с уравнением (1).

$$KH(S)_{\max} = BC_{dep} + BC_w - Cl_{dep} - BC_{upt} - ANCl_{le(crit)}, \quad (1)$$

где  $BC_{dep}$  – поступление в экосистему катионов Ca, Mg, K, Na с атмосферными выпадениями;  $BC_w$  – внутрисочвенное выветривание катионов Ca, Mg, K, Na;  $Cl_{dep}$  – поступление анионов Cl с атмосферными выпадениями;  $BC_{upt}$  – вынос катионов Ca, Mg, K из почв растительностью за счет корневого питания;  $ANCl_{le(crit)}$  – критическое вымывание щелочности. Единицы измерения значений всех параметров данного уравнения – грамм-эквивалент на гектар в год (г-экв/га в год).

**Критическая нагрузка эвтрофирующего питательного азота ( $KH(N)_{nutr}$ )** рассчитывается согласно уравнению (2).

$$KH(N)_{nutr} = KH(N)_{\min} + N_{le(acc)}/(1 - f_{de}), \quad (2)$$

где  $KH(N)_{\min}$  – величина критической нагрузки минимального азота;  $N_{le(acc)}$  – допустимое вымывание азота из почв в почвенно-грунтовые воды;  $f_{de}$  – коэффициент денитрификации.

Рассчитанные **величины критических нагрузок в отношении подкисляющих эффектов** воздействия атмосферных выпадений изменяются в диапазоне от менее 100 до 600 экв/га в год; для большей части территории уровень поступления кислотных анионов (прежде всего, гидрокарбонаты, сульфаты, хлориды) составляет 200–400 экв/га в год. (Здесь и далее более подробное обсуждение исходных данных и литературных источников представлено в монографиях – Башкин, Припутина, 2010; Bashkin, 2017). Минимальные оценки получены для болот и заболоченных экосистем, в ко-

торых отсутствует потенциал нейтрализации кислотных осадков в почвах за счет выветривания почвенных минералов (рис. 1).

Рассчитанные **величины КН эвтрофирующих соединений азота (питательного азота)** составили в среднем 140–350 экв/га в год или 2–5 кг N/га в год, что несколько ниже данных для аналогичных экосистем Северной Европы (5–10 кг N/га в год) и может объясняться пониженной продуктивностью растительных сообществ в более суровых климатических условиях полуострова Ямал. Значения КН ниже 140 экв/га в год определены для экосистем лишайниковых и лишайниково-мохово-травянистых тундр различной степени нарушенности, характеризующихся минимальными показателями выноса азота с продукцией фитомассы и иммобилизации азота в органическом веществе почв (рис. 2).

**Изменение параметров масс-баланса азота в связи с усилением континентальности климата.** Для экосистем полуострова Ямал экологические последствия похолодания и потепления климата будут связаны не только с изменениями средней годовой температуры воздуха и почвенных толщ, но и комплексов масс-баланса азота и макроэлементов (P, K, Ca, Mg и др.). Повышение-снижение температуры скажется на интенсивности следующих ландшафтно-биогеохимических процессов: к-са зависящих от температурных условий пара

- продуктивности фитоценозов и закреплении азота и катионов ( $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  и др.) в биомассе,
- интенсивности внутрисочвенного выветривания катионов (прежде всего,  $K^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$ , а также соответствующих форм Al, Sr и др.),
- скорости иммобилизации азота в почвах,
- интенсивности гидрохимического стока с водосборных территорий и, соответственно, выноса азота и макроэлементов (P, K, Ca, Mg и др.) с просачивающейся влагой,
- скорости денитрификации.

Для целей данной работы было принято, что похолодание климата будет сопровождаться снижением в ближайшие 25 лет текущей средней годовой температуры на 2°C. Предложенный сценарий потепления климата соответствует повышению температуры на 1°C за тот же период. При этом нужно четко понимать, что в условиях полярного климата воздействие изменяющихся температур на состояние всех компонентов экосистем может проявляться только в течение летнего периода, тогда как в течение зимнего времени биогеохимическая активность практически заторможена. Следовательно, наблюдаемое повышение летних температур (усиление континентальности климата) соответствует сценарию потепления, а понижение температуры – похолоданию.

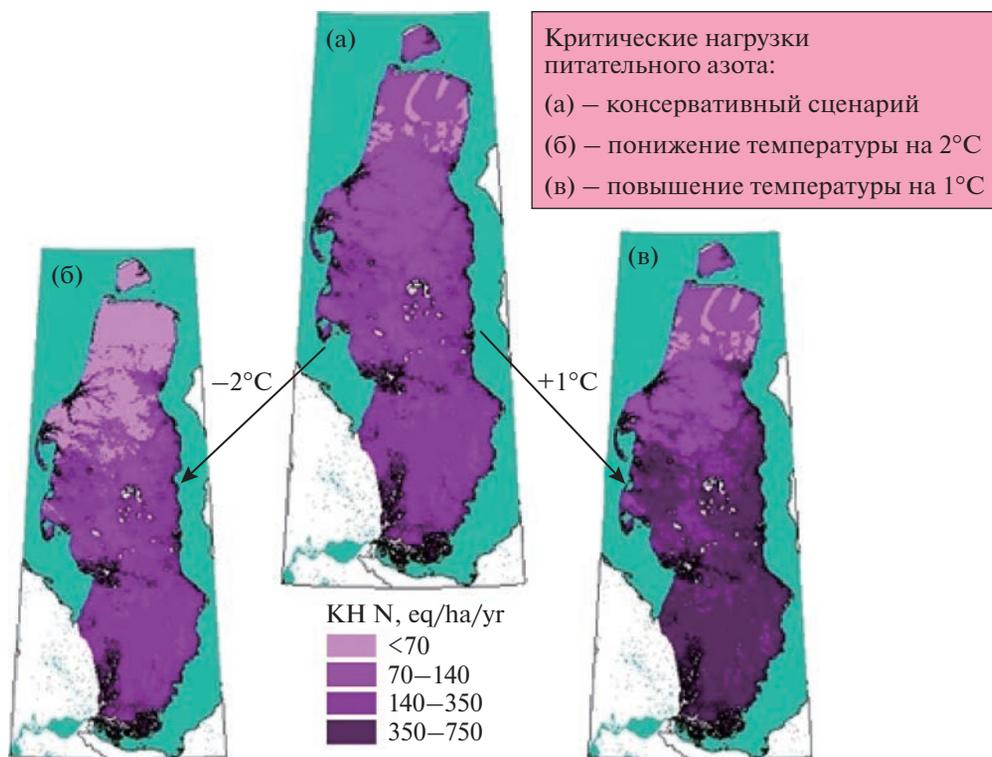


Рис. 1. Величины КН подкисляющих соединений (серы и азота) для экосистем полуострова Ямал.

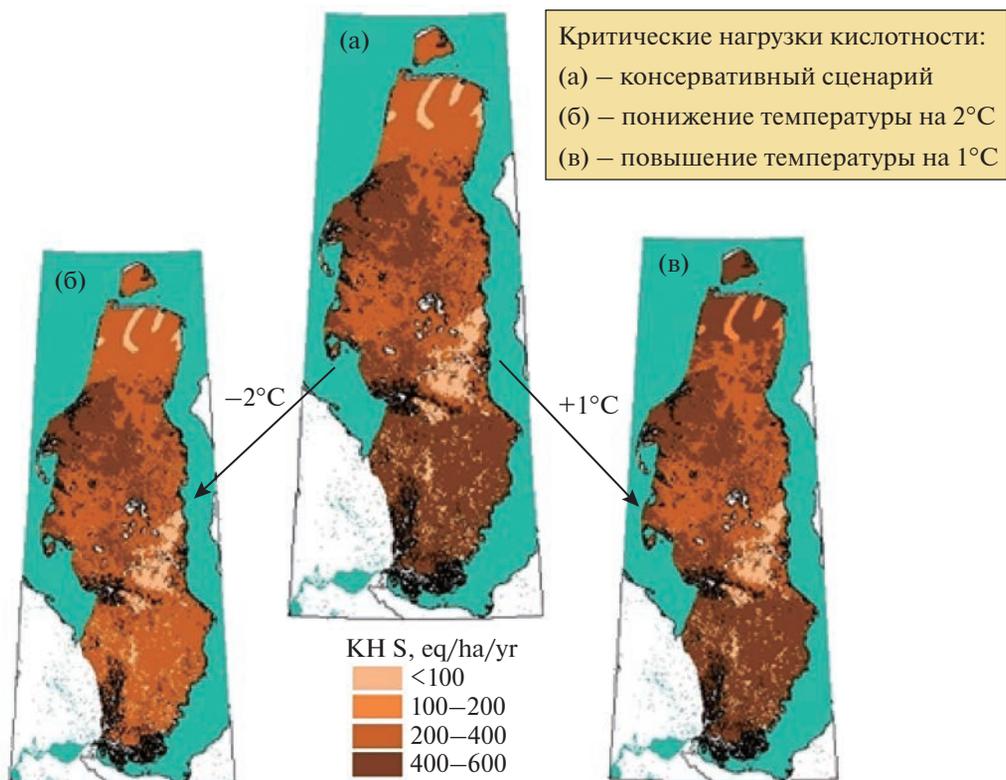


Рис. 2. Величины КН эвтрофирующих соединений азота для экосистем полуострова Ямал.

**Продуктивность** тундровых фитоценозов в значительной степени лимитируется температурными условиями. Поэтому изменения температурного режима в соответствии с предложенными сценариями будут проявляться в снижении/повышении показателей чистой продуктивности (net primary productivity – NPP). Используя формулу Х. Лита (Leith, 1975) рассчитано, что понижение средней температуры на 2°C приведет к снижению значений NPP и, соответственно, показателей закрепления азота и макроэлементов в продукции фитомассы в среднем на 20% по сравнению с консервативным сценарием. При увеличении температуры на 1°C повышение аналогичных параметров составит 11–12%. С учетом рассчитанных для консервативного сценария значений величины поглощения азота ( $N_{\text{упт}}$ ) 0.5–3.5 кг/га в год, изменения данного пула азота составят 0.05–0.4 кг/га в год в зависимости от типа биогеоценоза.

Внутрипочвенное **выветривание катионов** характеризует почвенный потенциал в отношении нейтрализации кислотной составляющей атмосферных осадков и органических кислот, образующихся при минерализации растительного опада. Известно, что скорость выветривания катионов определяется температурными условиями и текстурой почв. Рассчитанные величины изменения скорости выветривания составили для почв на песчаных отложениях 3–10 экв/га в год, а для почв суглинистого и глинистого состава – 11–35 экв/га в год. Таким образом, максимальное изменение КН кислотности в связи с увеличением температуры на 1°C не превысит 0.5 кг/га в год в расчете на азот.

Оценка скорости **иммобилизации азота** ( $N_{\text{им}}$ ) в тундровых почвах представляется весьма затруднительной, поскольку понижение/повышение средних температур приведет к соответствующему изменению двух противоположных процессов: образования и минерализации органического вещества. Для консервативного сценария считали, что величина  $N_{\text{им}}$  равна 0.3–0.5 кг N/га в год в зависимости от продуктивности экосистем; при условии  $N_{\text{им}} < N_{\text{упт}}$ . С учетом снижения величин NPP в сценарии понижения температуры, величина  $N_{\text{им}}$  может быть принята равной 0.2–0.5 кг N/га в год, при повышении температуры величины иммобилизации сохранятся на уровне консервативного сценария.

Территория полуострова Ямал характеризуется повышенным увлажнением и значительно заболочена. По данным Н.Н. Бобровицкой (2007), увеличение температуры примерно на 1°C за последние 100 лет привело к соответствующему повышению среднего количества осадков на 100–115 мм, что может быть использовано в рассматриваемых сценариях. Одновременно с понижением/повышением средних температур изменятся показатели эвапотранспирации. Если считать, что при этом

результатирующий поток инфильтрации осадков снизится/возрастет на 50–100 мм, то значения параметра  $N_{\text{le(acc)}}$  – **допустимое вымывание азота** – изменятся по сравнению с консервативным сценарием в среднем на 10–35 экв/га в год. **Интенсивность потока критического вымывания щелочности** изменится на 10–50 экв/га в год в зависимости от типа биогеоценоза. Изменение параметров **денитрификации** составит от 3–5 до 50 экв/га в год в пересчете на азот.

**Изменение распределения величин КН: сценарий похолодания.** В отношении кислотных эффектов получена следующая картина возможных изменений величин **КН кислотности** при понижении средней годовой температуры на 2°C. Основной фон значений КН по-прежнему будет равен 200–400 экв/га в год. Но при похолодании, за счет снижения интенсивности внутрпочвенного выветривания катионов и сокращения потока критической щелочности уменьшится буферность экосистем в южной части полуострова – основном ареале распространения мохово-кустарничковых тундр. Снижение кислотного потенциала для этих экосистем составит около 100 экв/га в год. Таким образом, заметно сократится доля территорий, для которых значения КН кислотности соответствуют 400–600 экв/га в год.

В отношении эвтрофирующих эффектов понижение температуры на 2°C скажется, прежде всего, на самых северных экосистемах, представленных различными вариантами лишайниковых и мохово-лишайниковых тундр. Если в соответствии с консервативным сценарием **КН питательного азота** для этих экосистем составляют 1.5–2 кг N/га в год, то при похолодании их устойчивость в отношении процессов эвтрофирования снижается до 1–1.5 кг N/га в год.

**Изменение распределения величин КН: сценарий потепления (усиления континентальности).** Повышение средней годовой температуры на 1°C скажется на устойчивости экосистем к кислотной составляющей атмосферных осадков в северной субарктической зоне Ямала, где **КН кислотности** возрастут на 100–150 экв/га в год. Эти изменения будут результатом более интенсивного выветривания катионов в почвах и увеличения слоя инфильтрации осадков. В отношении буферного потенциала экосистем в южной части полуострова повышение температуры будет не столь заметным, составив в среднем 50 экв/га в год.

Максимальный положительный эффект от повышения температуры в отношении эффектов эвтрофирования будет характерен также для более южных экосистем, представленных вариантами наиболее продуктивных в этой зоне травянисто-кустарничково-моховых тундр. Для них рассчитанные **величины КН питательного азота** возрастут с 140–350 до 400–700 экв/га в год. Та-

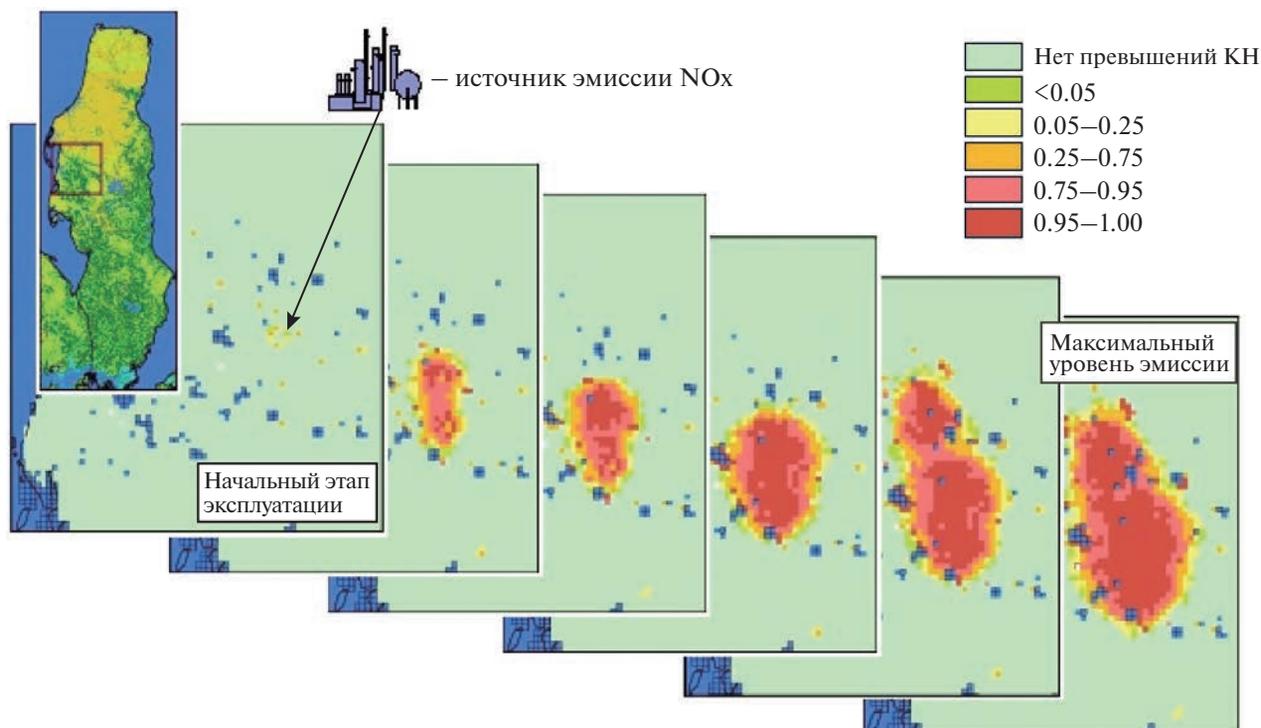


Рис. 3. Результаты расчетов рисков эвтрофирования для экосистем в зоне воздействия БГКМ при поэтапном вводе технологических установок (%).

ким образом, допустимое поступление азота составит 5–10 кг N.

### ХАРАКТЕРИСТИКА ГЕОЭКОЛОГИЧЕСКИХ РИСКОВ

Результаты оценки вероятности геоэкологических рисков для наземных экосистем в отношении эффектов эвтрофирования показаны на рис. 3. На всех этапах большая часть рассматриваемой территории характеризуется отсутствием превышений  $КН(N)_{\text{ннт}}$ , рассчитанных для наиболее чувствительных к азотному загрязнению олиготрофных видов – лишайников и мхов. Высокие риски эвтрофирования прогнозируются для экосистем вблизи БГКМ после ввода в эксплуатацию дожимных компрессорных станций.

При максимальном уровне выбросов превышение  $КН(N)_{\text{ннт}}$  с максимальной долей вероятности будет наблюдаться практически в пределах всей 30-километровой зоны воздействия, что может проявиться в изменении структуры растительного покрова данной территории за счет гибели лишайниковых видов и мхов, а также исчезновения некоторых олиготрофных видов сосудистых растений. Наиболее вероятным эффектом эвтрофирования экосистем на данной территории будет увеличение численности осок и злаковых видов и повышение общей продуктивности фитоцено-

зов, что может привести к изменению термических характеристик почвенно-растительного слоя. В общем случае, другим экологическим эффектом может быть увеличение кислотности почвенно-грунтовых и поверхностных вод (Моисеенко и др., 2016). С учетом того, что большая часть атмосферных выпадений азота на данной территории депонируется в снежном покрове, можно прогнозировать вынос части “избыточного” азота с талыми водами из наземных экосистем в местные водоемы. Таким образом, “актуальные” нагрузки азота в результате экспозиции экосистем эмиссионными выбросами БГКМ составят ориентировочно около 50% от модельных значений выпадений.

#### *Управление природными и экологическими рисками с использованием инновационных биогеохимических технологий*

Инновационные биогеохимические технологии рекультивации нарушенных и загрязненных почв в импактных полярных экосистемах в зоне расположения лицензионных участков газодобывающих предприятий представляют собой природоподобные технологии, ориентированные на воспроизведение процессов, характерных для окружающей природной среды. Естественно, что вариации климатических параметров окружающей среды, особенно в арктической и субаркти-

ческой зонах, где добывается основной объем природного газа России, и широко распространено традиционное пастбищное оленеводство, повышают уровень рисков отрицательного влияния этих факторов на газопромысловые и газотранспортные объекты газовой промышленности, а также на состояние пастбищных угодий. Сгладить их влияние и понизить вероятность развития неблагоприятных инцидентов, а также перейти к управлению природными и геоэкологическими рисками возможно различными методами, в том числе, за счет технологий рекультивации нарушенных и загрязненных почв.

Как известно, почва является средой обитания определённого сообщества микроорганизмов, семян растений и самих растений, представляя собой сложную систему, многие параметры которой не определимы. Однако ее отклик на использование технологий биорекультивации может быть количественно измерен, в частности, в виде показателей активности ферментов дегидрогеназы и каталазы, которые определяются в условиях обычной экологической лаборатории газодобывающей компании. Благодаря такой возможности и объектно-ориентированному подходу к решению экологических проблем и удалось создать вышеупомянутые технологии. Практический опыт их применения на отдельных экспериментальных участках дал возможность расширить пул инновационных технологий для управления рассматриваемыми рисками в арктической и субарктической климатических зонах (Bashkin, Galiulin, 2019).

На сегодняшний день, очевиден факт усиления континентальности климата, проявляемый в температурных аномалиях. Следствием этого является возрастание природных и геоэкологических рисков. Природные риски, связанные с ростом летних температур (например, в ЯНАО в 2016 г.), могут проявляться в виде различных эпизоотий. Ведущим фактором проявления подобных рисков являются широкомасштабные нарушения тундровых почв, в частности, на полуострове Ямал вследствие перевыпаса оленей. Это приводит к потере пастбищных площадей. Нарушения почвенного покрова, связанные с освоением месторождений углеводородного сырья в северных регионах, имеют относительно локальный характер. Основные геоэкологические риски связаны с воздействием предприятий ТЭК (топливно-энергетического комплекса) на процессы эвтрофирования тундровых экосистем, что проявляется в виде смены доминирующих видов растительности и усилении растепления почвогрунтов. На фоне наблюдаемого в последние годы усиления континентальности климата, на территории Тазовского полуострова успешно апробирована адаптивная к климатическим условиям Крайнего Севера биогеохимическая технология рекультивации тундровых почв, нарушенных

вследствие добычи и транспорта природного газа, а также перевыпаса оленей, основу которой составляют специально разработанные методики, защищенные более 10 патентами Российской Федерации на изобретения (табл. 2).

#### *Биогеохимические технологии для реабилитации загрязненных и нарушенных экосистем*

Биогеохимические технологии, представленные в табл. 2, регулируют работоспособность микробного звена биогеохимических круговоротов в различных импактных экосистемах.

Необходимо подчеркнуть, что список биогеохимических технологий, представленный в табл. 2, далеко не исчерпывающий. Сюда могут быть также включены различные подходы, способствующие восстановлению нативной микрофлоры, например, при загрязнении агропочв тяжелыми металлами и нефтепродуктами (Bashkin, 2022), как и другие приёмы и методы, направленные на регулирование биогеохимической структуры экосистем в целом. Показано, что необходима дальнейшая разработка биогеохимических технологий, направленных на восстановление БГХ циклов также и в агроэкосистемах, в первую очередь, в микробном звене, регулирующем потоки поллютантов.

Следовательно, необходимо отслеживать все слагаемые биогеохимических циклов, от микробного звена до человека как замыкающего пищевые трофические цепи.

Совместимость биогеохимических технологий с производственными процессами

Проведение совместных научно-исследовательских работ с ООО “Газпром ВНИИГАЗ” и ООО “Газпром добыча Ямбург” выразилось в создании целого ряда биогеохимических технологий для рекультивации и диагностики как загрязненных, так и нарушенных почв.

При этом необходимо понимать, что эти технологии должны быть совместимы с другими технологиями и технологическими процессами, используемыми на предприятиях, в частности, на газодобывающих предприятиях Крайнего севера. Известно, что каждый проект обустройства нефтегазоконденсатных месторождений непременно содержит раздел ОВОС, который предусматривает реализацию мероприятий по минимизации отрицательных воздействий возводимых и эксплуатируемых газопромысловых объектов на окружающую среду. Кроме этого, предусмотренны мероприятия по рекультивации нарушенных и загрязнённых земель на лицензионных участках, отведённых под указанные объекты. И все эти мероприятия в обязательном порядке выполняются и соответствующим образом контролируются.

**Таблица 2.** Биогеохимические технологии для управления нарушениями и загрязнениями в импактных экосистемах

Технология	Технологические принципы	Патенты/ссылки
Метод подготовки образцов для изотопного анализа азота	Оценка параметров микробной минерализации	Авторское свидетельство СССР, 1982, № 1043565
Метод определения азотминерализующей способности почв	Оценка минерализующей способности почв	Авторское свидетельство СССР, 1983 № 1206703
Метод оценки биодegradации пестицидов	Оценка восстановления нативной микрофлоры	Авторское свидетельство СССР, 1991, № 5005241
Метод оценки очищения почв от остатков пестицидов	Реабилитация загрязненных почв	Авторское свидетельство СССР, 1994, № 1836636
Метод прогнозирования поведения азота в агроэкосистемах.	Оценка минерализующей способности почв	Авторское свидетельство СССР, 1995, № 1753415
Биогеохимический мониторинг и оценка режимов функционирования агроэкосистем на техногенно загрязняемых почвах	Реабилитация загрязненных почв	(Помазкина и др., 1999)
Способ контроля очистки почв, загрязненных углеводородами, и нейтрализации углеводородных шламов посредством анализа активности каталазы	Реабилитация загрязненных почв	Патент РФ 2387995, зарегистрирован 27.04.2010
Способ контроля очистки почв, загрязненных углеводородами, и нейтрализации углеводородных шламов посредством анализа активности дегидрогеназы	Восстановление микробного звена биогеохимического круговорота при рекультивации загрязненных почв	Патент РФ 2387996, зарегистрирован 27.04.2010
Способ контроля эффективности рекультивации нарушенных тундровых почв различного гранулометрического состава посредством анализа активности дегидрогеназы	Восстановление микробного звена биогеохимического круговорота при рекультивации нарушенных тундровых почв	Патент РФ на изобретение № 2491137, зарегистрирован 27.08.2013
Способ оценки эффективности рекультивации посредством торфа нарушенных тундровых почв с различной полной влагоемкостью	Восстановление микробного звена биогеохимического круговорота при рекультивации нарушенных тундровых почв	Патент РФ на изобретение № 2611159, зарегистрирован 21.02.2017
Способ получения гумата калия из местных торфов Ямало-Ненецкого автономного округа	Восстановление микробного звена биогеохимического круговорота при рекультивации нарушенных тундровых почв	Патент РФ на изобретение № 2610956, зарегистрирован 17.02.2017
Способ оценки эффективности рекультивации нарушенных тундровых почв посредством внесения местного торфа и гумата калия	Восстановление микробного звена биогеохимического круговорота при рекультивации нарушенных тундровых почв	Патент РФ на изобретение № 2611165, зарегистрирован 21.02.2017
Способ диагностики хронического и аварийного загрязнения почв тяжелыми металлами посредством анализа активности фермента дегидрогеназы	Восстановление микробного звена биогеохимического круговорота при рекультивации загрязненных почв	Патент РФ на изобретение № 2617533, зарегистрирован 25.04.2017
Способ биохимического контроля эффективности рекультивации нарушенных и загрязненных тундровых почв	Восстановление микробного звена биогеохимического круговорота при рекультивации нарушенных тундровых почв	Патент РФ на изобретение № 2672490, зарегистрирован 15.11.2018
Способ идентификации источника и времени загрязнения окружающей среды и биологических субстратов человека пестицидом ДДТ в регионах Крайнего севера	Восстановление микробного звена биогеохимического круговорота при рекультивации загрязненных почв	Патент РФ на изобретение № 2701554, зарегистрирован 30.09.2019
Способ идентификации микробного загрязнения водной среды посредством анализа активности фермента дегидрогеназы	Оценка восстановления нативной микрофлоры при загрязнении водных экосистем	Патент РФ на изобретение № 2735756, зарегистрирован 06.11.2020

Учитывая это, ОВОС можно считать моделью, которую используют для реализации управления процессами взаимодействия газодобывающего предприятия с окружающей средой и проведением работ по рекультивации нарушенных и загрязнённых участков (управление соответствующими технологиями и технологическими процессами). В этом смысле постановки задачи управления сходна с другими технологическими процессами, для которых, благодаря объектно-ориентированному подходу удалось найти инновационные решения большого комплекса проблем, не выходя за рамки имеющегося на объектах оборудования и систем управления, таких как АСУ ТП и ИУС (автоматическая система управления технологическими процессами и интеллектуальные управляющие системы).

Хорошо известно, что реализация мероприятий, предусмотренных ОВОС, не всегда достигает поставленной цели. Причин этого достаточно много, но в каждом случае они конкретны и связаны как с особенностями технологического объекта, так и с индивидуальными характеристиками окружающей среды, часть из которых просто не выявлена или неизмерима существующими методами и измерительными комплексами, либо взаимосвязь объекта с окружающей средой не может быть выражена в явной форме, хотя бы из-за недостатка наших знаний об окружающей среде и процессах ее жизнедеятельности.

Понимание количественных закономерностей биогеохимической организованности в импактных экосистемах всегда базируется на фундаментальных знаниях в рамках биогеохимического инжиниринга и, как правило, завершается разработкой инновационных природоподобных биогеохимических технологий управления устойчивостью экосистем в зонах газодобычи. Именно такие технологии являются наиболее работоспособными в условиях полярных экосистем. Инновационный характер найденных решений, как правило, подтверждается их защитой патентами на изобретения РФ, а обобщение результатов внедрения найденных решений позволяет существенно расширить область их применения.

Следовательно, это ещё раз подтверждает, что биогеохимические технологии характеризуют развитие фундаментальных биогеохимических идей В.И. Вернадского до реализации инновационных практических решений.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На всем протяжении импактных северных полярных экосистем с запада на восток, от Архангельской области до архипелага Новосибирские острова, загрязнение почв при функционировании газовой и нефтяной отраслей, других промыш-

ленных объектов и инфраструктуры арктических островов происходит различными химическими веществами, среди которых преобладают углеводороды и тяжелые металлы. При этом нарушение почвенно-растительного покрова импактных полярных экосистем имеет место не только при техногенном воздействии, а большей частью при миграции многотысячных оленьих стад. Кроме того, подверженность части исследуемых полярных экосистем воздействию нефтегазовой отрасли и инфраструктуры арктических островов позволило их определить, как импактные полярные экосистемы и использовать в качестве объектов исследований с целью оценки возможностей управления возникающими геоэкологическими рисками. Под последними подразумевается вероятность деградации окружающей среды или перехода ее в неустойчивое состояние, главным образом вследствие техногенного воздействия, приводящим к нарушениям функционирования и самих технических систем.

Полученные данные позволили разработать комплекс биогеохимических технологий, защищенных патентами РФ, применительно как к оценке геоэкологического риска нарушения биогеохимической структуры экосистем, так и к рекультивации и диагностике как загрязненных, так и нарушенных почв. Разработанные биогеохимические технологии являются адаптивными к природно-климатическим условиям Крайнего Севера, ныне характеризующемуся усилением континентальности климата. Именно в таких условиях на территории Тазовского полуострова была апробирована *in vitro* и *in situ*, и в настоящее время успешно реализуется биогеохимическая технология рекультивации тундровых почв, нарушенных вследствие добычи и транспортировки природного газа. Подтверждением жизнеспособности предложенных для практики целого ряда биогеохимических технологий явилась их апробация *in vitro* и *in situ* на острове Белый (Карское море) при рекультивации нарушенных и погребенных каменным углем тундровых почв, а также при рекультивации пирогенных и загрязненных углеводородами почв, и нейтрализации углеводородных шламов в других условиях газодобычи. При этом рекультивация тундровых почв способствует предотвращению их растепления и повышает инженерную устойчивость инфраструктурных объектов.

Этой же цели следует и расчет величин геоэкологических рисков в условиях изменения климата. Полученные величины характеризуют вероятность смены природной растительности (мхи и лишайники заменяются злаками и осоками, что снижает термопротекторные свойства растительного покрова) в импактных зонах при избыточном выпадении соединений оксидов азота, имитируемых при работе газодобывающих предприятий и га-

зопроводов. В данных зонах также необходимо использование биогеохимических технологий для рекультивации экосистем.

В большинстве случаев эти инновационные, природоподобные технологии можно использовать для создания информационных тест-моделей при планировании широкомасштабных рекультивационных работ, особенно в районах Крайнего Севера. Такие технологии применимы также и в других почвенно-экологических и климатических условиях, в частности, в агроэкосистемах.

*Автор выносит глубокую благодарность А.В. Синдиревой – научному редактору статьи.*

*Работа выполнена в рамках темы Миннауки РФ Биогеохимические процессы трансформации минерального и органического вещества почв на разных этапах эволюции биосферы и техносферы (0191-2021-0004).*

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Абдусаматов Х.И. (2014) Долговременный отрицательный среднегодовой энергетический баланс Земли приведет к Малому ледниковому периоду. *Солнечная и солнечно-земная физика – 2014. Труды Всероссийской ежегодной конференции с международным участием*. Санкт-Петербург, 3-6.
- Абдусаматов Х.И. (2017) Лунная обсерватория для исследований климата в эпоху глубокого похолодания. *Солнечная и солнечно-земная физика – 2017. Труды XXI Всероссийской ежегодной конференции по физике Солнца*. Санкт-Петербург, 3-6.
- Башкин В.Н. (2018) Инженерная биогеохимия и биогеохимические технологии. *Инноватика и экспертиза*. 23(2), 140-144.
- Башкин В.Н., Припутина И.В. (2010) *Управление экологическими рисками при эмиссии поллютантов*. М.: Газпром-ВНИИГАЗ, 189 с.
- Башкин В.Н., Арно А.Б., Арабский А.К., Барсуков П.А., Припутина И.В., Галиулин Р.В. (2012) *Ретроспектива и прогноз геоэкологической ситуации на газоконденсатных месторождениях Крайнего Севера*. М.: Газпром-ВНИИГАЗ, 280 с.
- Благодатская Е.В., Семенов М.В., Якушев А.В. (2016) Активность и биомасса почвенных микроорганизмов в изменяющихся условиях окружающей среды. М.: Товарищество научных изданий КМК, 243 с.
- Богданов В.Д., Головатин М.Г. (2017) Эколого-социально-экономический аспект эпизоотий северного оленя на Ямале (на примере сибирской язвы). *Научный вестник Ямало-Ненецкого автономного округа*. 94(1), 4-10.
- Бобровицкая Н.Н. (2007) Современное состояние климата и последствия его изменения (на примере территории РФ и применительно к полуострову Ямал): техн. документ. СПб: ГУ “ГГИ”, 2007, 5 с.
- Вернадский В.И. (1939) Проблемы биогеохимии. М.; Л.: Изд-во АН СССР. Вып. 2. 34 с.
- Ермаков В.В., Карпова Е.А., Корж В.Д., Остроумов С.А. (2012) *Инновационные аспекты биогеохимии*. М.: ГЕОХИ РАН, 345 с.
- Захарова М.И. (2022) Оценка потенциального риска при истечении газа на надземных участках газопровода с учетом аномальных метеоусловий Севера. *Проблемы анализа риска*. 19(6), 62-69.
- Звягинцев Д.Г., Асеева И.В., Бабьева И.П., Мирчинк Т.Г. (1980) Методы почвенной микробиологии и биохимии. М.: Изд-во Моск. ун-та, 15-20, 34-38.
- Маркелов В.А., Андреев О.П., Кобылкин Д.Н., Арабский А.К., Арно О.Б., Цыбульский П.Г., Башкин В.Н., Казак А.С., Галиулин Р.В. (2013) Устойчивое развитие газовой промышленности. М.: ООО “Издательский дом Недра”, 244 с.
- Моисеенко Т.И., Гашкина Н.А., Дыну М.И. (2016) *Закисление вод. Уязвимость и критические нагрузки*. М.: URSS, 393 с.
- Помазкина Л.В., Котова Л.Г., Лубнина Е.В. (1999) *Биогеохимический мониторинг и оценка режимов функционирования агроэкосистем на техногенно загрязняемых почвах*. Новосибирск: Наука, 207 с.
- Попова А.Ю., Демина Ю.В., Ежлова Е.Б., Куличенко А.Н., Рязанова А.Г., Малеев В.В., Плоскирева А.А., Дятлов И.А., Тимофеев В.С., Нечепуренко Л.А., Харьков В.В. (2016) Вспышка сибирской язвы в Ямало-Ненецком автономном округе в 2016 году, эпидемиологические особенности. *Проблемы особо опасных инфекций*. (4), 42-46.
- Шестакова И.В. (2016) Сибирская язва ошибок не прощает: оценка информации после вспышки на Ямале летом 2016 года. *Журн. инфектологии*. 8(3), 5-27.
- Bashkin V. (2016) *Biogeochemical technologies for managing pollution in polar ecosystems*. *Environmental Pollution*, Vol. 26, Springer: Switzerland, 219 p.
- Bashkin V. (2017). Ecological and biogeochemical cycling in impacted polar ecosystems. NOVA Publishers, 308 p.
- Bashkin VN. (2022) Biogeochemical Engineering: Technologies for Managing Environmental Risks. *Adv. Environ Eng. Res.* 3(4), 040.  
<https://doi.org/10.21926/aeer.2204040>
- Bashkin V.N., Galiulin R.V. (2019) Geocological Risk Management in Polar Areas. *Environmental Pollution*, 28, Springer, Switzerland, 155 p.  
<https://doi.org/10.1007/978-3-030-04441-1>
- Leith Y. (1975) Modelling the primary productivity of the World. (Eds H. Leith & R.H. Whittaker) Priming productivity of the biosphere. *Ecological Studies* 14, Springer-Verlag, NY, 19-75.