

2020

Т. 12, № 3

**МЕЖДИСЦИПЛИНАРНЫЙ НАУЧНЫЙ
И ПРИКЛАДНОЙ ЖУРНАЛ**



БИОСФЕРА

ISSN 2077-1371 / www.21bs.ru

**КАК ВОДИТЬ ПЧЕЛ В ЗАПОЛЯРЬЕ:
ГЛОБАЛЬНЫЙ КРИЗИС
И АРКТИЧЕСКИЕ ПЕРСПЕКТИВЫ
ПЧЕЛОВОДСТВА**

**В.Ф. Марарица, Г.А. Чударов,
Л.П. Чурилов, Ю.Т. Демидов**
*BEE KEEPING BEYOND THE ARCTIC
CIRCLE: GLOBAL CRISIS OF AND ARCTIC
PROSPECTS FOR APICULTURE*
*V.F. Mararitsa, G.A. Chudarov,
L.P. Churilov, Yu.T. Demidov*

**ОКИСЛИТЕЛЬНО-
ВОССТАНОВИТЕЛЬНЫЙ
ПОТЕНЦИАЛ КАК ПОКАЗАТЕЛЬ
СОСТОЯНИЯ ОБЪЕКТОВ
ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ**

**Т.Д. Шигаева, Ю.М. Поляк,
В.А. Кудрявцева**
*THE REDOX POTENTIAL
AS AN INDEX OF THE STATE
OF ENVIRONMENTAL ENTITIES*
*T.D. Shigaeva, Yu.M. Polyak,
V.A. Kudryavtseva*

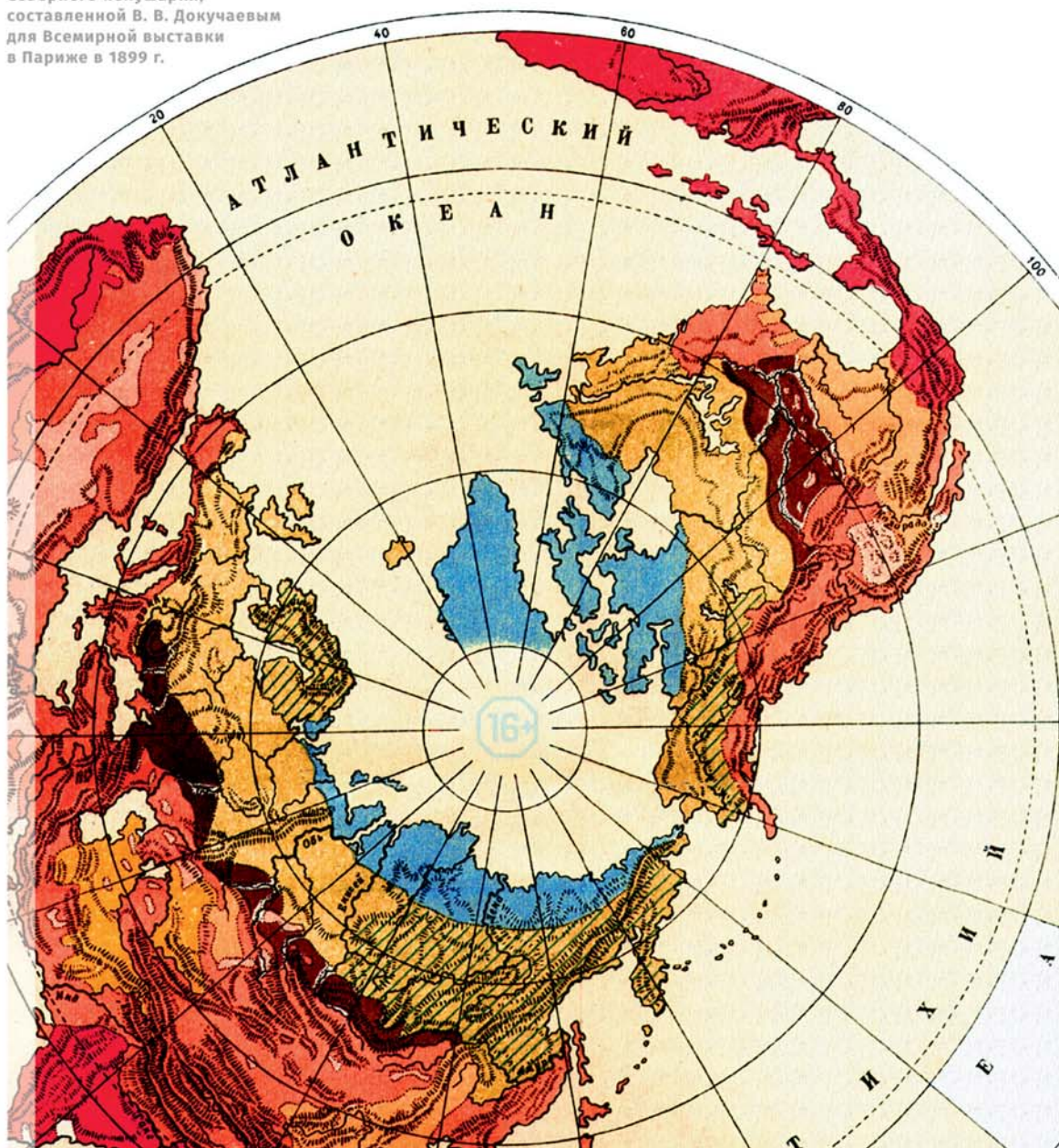
**ЛИТОГЕННЫЙ ФАКТОР
В ФОРМИРОВАНИИ
И РАСПРОСТРАНЕНИИ ДОННЫХ
БИОЦЕНОЗОВ (АПШЕРОНСКИЙ
АРХИПЕЛАГ, КАСПИЙСКОЕ МОРЬЕ)**

К.М. Петров
*THE LITHOGENIC FACTOR
OF THE DEVELOPMENT AND
DISTRIBUTION OF BOTTOM
BIOCENOSSES IN THE ABSHERON
ARCHIPELAGO (THE CASPIAN SEA)*
K.M. Petrov

**ПОЧВОВЕДЕНИЕ –
НАУКА ХИМИЧЕСКАЯ**

М.К. Захарова, Б.Ф. Апарин
*SOIL SCIENCE IS
A CHEMICAL SCIENCE*
M.K. Zakharova, B.F. Aparin

Фрагмент почвенной карты
Северного полушария,
составленной В. В. Докучаевым
для Всемирной выставки
в Париже в 1899 г.



© ФОНД НАУЧНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ «XXI ВЕК»
РОССИЙСКАЯ ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ АКАДЕМИЯ

БИОСФЕРА

МЕЖДИСЦИПЛИНАРНЫЙ НАУЧНЫЙ И ПРИКЛАДНОЙ ЖУРНАЛ
ПО ПРОБЛЕМАМ ПОЗНАНИЯ И СОХРАНЕНИЯ БИОСФЕРЫ И ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ЕЕ РЕСУРСОВ

Том 12, № 3

Санкт-Петербург
2020



BIOSPHERE

INTERDISCIPLINARY JOURNAL OF BASIC AND APPLIED SCIENCES DEDICATED
TO COMPREHENSION AND PROTECTION OF THE BIOSPHERE AND TO USAGE OF RESOURCES THEREOF

Vol. 12, No. 3

Saint Petersburg
2020

© «XXI CENTURY» RESEARCH FOUNDATION
RUSSIAN ECOLOGICAL ACADEMY

РЕДАКЦИОННАЯ КОЛЛЕГИЯ

EDITORIAL BOARD

ГЛАВНЫЙ РЕДАКТОР:

Э.И. Слепян (С.-Петербург)

EDITOR-IN-CHIEF

E.I. Slepian (Saint Petersburg)

ЗАМЕСТИТЕЛЬ

ГЛАВНОГО РЕДАКТОРА:

А.Г. Голубев (С.-Петербург)

DEPUTY EDITOR-IN-CHIEF

A.G. Golubev (Saint Petersburg)

СЕКРЕТАРЬ РЕДАКЦИИ:

И.М. Татарникова

EDITORIAL SECRETARY:

I.M. Tatarnikova

ДИЗАЙН: Ю.С. Братишко

DESIGN: *Y.S. Bratishko*

ВЕРСТКА: Т.А. Слащева

LAYOUT: *T.A. Slascheva*

КОРРЕКТОР: Н.А. Натарова

PROOFREADING: *N.A. Natarova*

АДМИН САЙТА:

И.В. Перескоков

SITE ADMIN: *I.V. Pereskokov*

РОССИЙСКОЕ ПРЕДСТАВИТЕЛЬСТВО В РЕДАКЦИОННОЙ КОЛЛЕГИИ

DOMESTIC EDITORIAL BOARD

В.Н. Большаков (Екатеринбург) *V.N. Bolshakov (Ekaterinburg)*

Л.Я. Боркин (С.-Петербург) *L.Ja. Borkin (Saint Petersburg)*

А.К. Бродский (С.-Петербург) *A.K. Brodsky (Saint Petersburg)*

Ю.С. Васильев (С.-Петербург) *Yu.S. Vasilyev (Saint Petersburg)*

Р.М. Вильфанд (Москва) *R.M. Vilfand (Moscow)*

Б.В. Гайдар (С.-Петербург) *B.V. Gaidar (Saint Petersburg)*

Э.М. Галимов (Москва) *E.M. Galimov (Moscow)*

В.А. Драгавцев (С.-Петербург) *V.A. Dragavtsev (Saint Petersburg)*

Г.В. Жижин (С.-Петербург) *G.V. Zhizhin (Saint Petersburg)*

Г.А. Ивахненко (С.-Петербург) *G.A. Ivakhnenko (Saint Petersburg)*

Г.А. Исаченко (С.-Петербург) *G.A. Isachenko (Saint Petersburg)*

С.В. Кривовичев (С.-Петербург) *S.V. Krivovichev (Saint Petersburg)*

Н.Н. Марфенин (Москва) *N.N. Marfenin (Moscow)*

Ю.К. Новожилов (С.-Петербург) *Yu.K. Novozhilov (Saint Petersburg)*

Г.В. Осипов (Москва) *G.V. Osipov (Moscow)*

В.А. Павлюшин (С.-Петербург) *V.A. Pavliushin (Saint Petersburg)*

К.М. Петров (С.-Петербург) *K.M. Petrov (Saint Petersburg)*

О.Н. Пугачев (С.-Петербург) *O.N. Pugachev (Saint Petersburg)*

Ю.А. Рахманин (Москва) *Yu.A. Rakhmanin (Moscow)*

А.А. Редько (С.-Петербург) *A.A. Redko (Saint Petersburg)*

Г.С. Розенберг (Тольятти) *G.S. Rozenberg (Togliatti Russia)*

А.В. Селиховкин (С.-Петербург) *A.V. Selikhovkin (Saint Petersburg)*

Г.А. Софронов (С.-Петербург) *G.A. Sofronov (Saint Petersburg)*

В.М. Тарбаева (С.-Петербург) *V.M. Tarbayeva (Saint Petersburg)*

И.А. Тихонович (С.-Петербург) *I.A. Tikhonovich (Saint Petersburg)*

М.Д. Уфимцева (С.-Петербург) *M.D. Ufimtseva (Saint Petersburg)*

Г.Н. Фельдштейн (С.-Петербург) *G.N. Feldstein (Saint Petersburg)*

Л.П. Чурилов (С.-Петербург) *L.P. Churilov (Saint Petersburg)*

МЕЖДУНАРОДНЫЙ РЕДАКЦИОННЫЙ СОВЕТ

INTERNATIONAL
ADVISORY BOARD

М.Д. Голубовский (Окленд, США)

M.D. Golubovsky (Oakland, CA, USA)

М. Клявинш (Рига, Латвия)

M. Klavins (Riga, Latvia)

К. Оболевский

(Быгдоць, Польша)

K. Obolevsky (Bydgoszcz, Poland)

Я. Олексин (Курник, Польша)

J. Oleksyn (Kornik, Poland)

А.А. Протасов (Киев, Украина)

A.A. Protasov (Kiev, Ukraine)

В. Реген (Берлин, Германия)

W. Regen (Berlin, Germany)

Ю.Г. Тютюнник (Киев, Украина)

Yu.G. Tyutyunnik (Kiev, Ukraine)

О. Чертов

(Бинген-на-Рейне, Германия)

O. Chertov

(Bingen am Rhein, Germany)

Журнал зарегистрирован

Федеральной службой

по надзору в сфере связи

и массовых коммуникаций:

ПИ № ФС77-32791

от 08 августа 2008 г.

Registered by RF Federal Service

for Communication and Mass

Media Surveillance on 08 August

2008 as PI No FS77-32791

АДРЕС РЕДАКЦИИ:

197110, Санкт-Петербург,

Большая Разночинная ул., д. 28;

Тел./факс: (812) 415-41-61

Эл. почта: biosphaera@21mm.ru

Электронная версия:

<http://21bs.ru> (ISSN 2077-1460)

POSTAL ADDRESS:

28 Bolshaya Raznochinnaya, 197110,

Saint Petersburg, Russia;

Phone/fax: +7 (812) 415-41-61;

E-mail: biosphaera@21mm.ru

Online version:

<http://21bs.ru> (ISSN 2077-1460)

СОДЕРЖАНИЕ

A3	СОДЕРЖАНИЕ <i>CONTENTS</i>	111	ОКИСЛИТЕЛЬНО-ВОССТАНОВИТЕЛЬНЫЙ ПОТЕНЦИАЛ КАК ПОКАЗАТЕЛЬ СОСТОЯНИЯ ОБЪЕКТОВ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ
63	ПРИРОДА / NATURE ОСОБЕННОСТИ ЛЕТНЕГО ПРОСТРАНСТВЕННОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ФОСФОРА, АЗОТА И ХЛОРОФИЛЛА А В КРУПНОМ ЭВТРОФИРУЕМОМ АРКТИЧЕСКОМ ОЗЕРЕ ИМАНДРА (МУРМАНСКАЯ ОБЛАСТЬ) В СВЯЗИ С МАССОВЫМ РАЗВИТИЕМ ФОТОСИНТЕЗИРУЮЩИХ МИКРООРГАНИЗМОВ		Т.Д. Шигаева, Ю.М. Поляк, В.А. Кудрявцева <i>THE REDOX POTENTIAL AS AN INDEX OF THE STATE OF ENVIRONMENTAL ENTITIES</i> <i>T.D. Shigaeva, Yu.M. Polyak, V.A. Kudryavtseva</i>
93	СОДЕРЖАНИЕ КАДМИЯ В ПОЧВЕ И БИОЛОГИЧЕСКИХ ОБЪЕКТАХ В УСЛОВИЯХ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ ПРИВОЛЖСКОЙ ВОЗВЫШЕННОСТИ В ПЕНЗЕНСКОЙ ОБЛАСТИ	125	НАСЛЕДИЕ / HERITAGE ЛИТОГЕННЫЙ ФАКТОР В ФОРМИРОВАНИИ И РАСПРОСТРАНЕНИИ ДОННЫХ БИОЦЕНОЗОВ (АПШЕРОНСКИЙ АРХИПЕЛАГ, КАСПИЙСКОЕ МОРЕ)
105	ПРАКТИКА / PRACTICE КАК ВОДИТЬ ПЧЕЛ В ЗАПОЛЯРЬЕ: ГЛОБАЛЬНЫЙ КРИЗИС И АРКТИЧЕСКИЕ ПЕРСПЕКТИВЫ ПЧЕЛОВОДСТВА	138	К.М. Петров <i>THE LITHOGENIC FACTOR OF THE DEVELOPMENT AND DISTRIBUTION OF BOTTOM BIOCENOSSES IN THE ABSHERON ARCHIPELAGO (THE CASPIAN SEA)</i> <i>K.M. Petrov</i> ПОЧВОВЕДЕНИЕ – НАУКА ХИМИЧЕСКАЯ
105	В.Ф. Марарица, Г.А. Чударов, Л.П. Чурилов, Ю.Т. Демидов <i>BEE KEEPING BEYOND THE ARCTIC CIRCLE: GLOBAL CRISIS OF AND ARCTIC PROSPECTS FOR APICULTURE</i> <i>V.F. Mararitsa, G.A. Chudarov, L.P. Churilov, Yu.T. Demidov</i>	158	РЕЦЕНЗИИ И ДИСКУССИИ / VIEWS AND REVIEWS С.Г Харченко РЕЦЕНЗИЯ НА МОНОГРАФИЮ: Г.С. РОЗЕНБЕРГ И СОАВТ. ПРОСТРАНСТВО ЭКО-ЖУРНАЛОВ (КРАТКОЕ ПОСОБИЕ ДЛЯ МАГИСТРОВ, АСПИРАНТОВ И ИЖЕ С НИМИ). ТОЛЬЯТТИ: АННА; 2020. 156 С.



ОСОБЕННОСТИ ЛЕТНЕГО ПРОСТРАНСТВЕННОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ФОСФОРА, АЗОТА И ХЛОРОФИЛЛА А В КРУПНОМ ЭВТРОФИРУЕМОМ АРКТИЧЕСКОМ ОЗЕРЕ ИМАНДРА (МУРМАНСКАЯ ОБЛАСТЬ) В СВЯЗИ С МАССОВЫМ РАЗВИТИЕМ ФОТОСИНТЕЗИРУЮЩИХ МИКРООРГАНИЗМОВ

Н.А. Кашулин^{1*}, А.К. Беккелунд², В.А. Даувальтер¹

¹ Институт проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН (Апатиты, Российская Федерация); ² ЗАО «Greek-Bio» (Осло, Норвегия)

* Эл. почта: n.kashulyln@ksc.ru

Статья поступила в редакцию 21.05.2020; принята к печати 24.08.2020

В крупном эвтрофируемом арктическом озере Имандра с начала XXI века наблюдается регулярное массовое размножение (цветение) потенциально токсичных фотосинтезирующих микроорганизмов, вызывающих гибель рыб и представляющих угрозу здоровью населения. Эти явления (Harmful Algal Blooms, HABs) происходят в оз. Имандра при значительно более низких температурах и содержаниях P и N по сравнению с более южными регионами. В связи с этим рассмотрены взаимосвязи и особенности летнего пространственного распределения хлорофилла а и соединений азота и фосфора в поверхностном горизонте вод озера. Сложная пространственная структура водоема, выраженные стоковые течения и мощные точечные антропогенные источники биогенных элементов создают условия для их градиентного распределения по акватории. Результаты их изучения приводят к выводу о совместном лимитировании развития HABs содержанием N и P в воде и их стехиометрическими соотношениями. При суммарных уровнях $P_{\text{общ}} < 17$ мкг/л и $N_{\text{общ}} < 150$ мкг/л вероятность HABs невелика. При $P_{\text{общ}} > 17$ мкг/л фосфор не является лимитирующим элементом, и развитие HABs лимитируют соединения азота. При $N_{\text{общ}} > 180$ мкг/л вероятность развития HABs повышается. Для большей части акватории характерны нахождение значительной части азота в органической форме и дефицит NO_3^- на фоне преобладания NH_4^+ среди минеральных форм. Это создает условия доминирования цианобактерий и успешного развития зеленых водорослей. При соотношениях концентраций $[NO_3^-]:[NH_4^+]$ в диапазоне 0,1-1,0 существует высокая вероятность развития HABs, вызываемых цианобактериями. Развитию HABs будут способствовать концентрации $NO_3^- > 2,5$ мкг/л при концентрациях $PO_4^{3-} > 3,1$ мкг/л. При этом индекс N:P должен превышать 9,7. Установленные критические уровни концентраций соединений N и P позволяют прогнозировать развитие HABs и способствуют пониманию механизмов его формирования в арктических водоемах.

Ключевые слова: Арктика, хлорофилл а, эвтрофикация, Harmful Algal Blooms (HABs).

CHARACTERISTICS OF SUMMERTIME SPATIAL DISTRIBUTION OF PHOSPHORUS, NITROGEN AND CHLOROPHYLL-A IN A MAJOR EUTROPHIC ARCTIC LAKE IMANDRA (MURMANSK REGION, RUSSIA) AS ASSOCIATED WITH HARMFUL ALGAL BLOOMS

N.A. Kashulin^{1*}, A.K. Bekkelund², V.A. Dauvalter¹

Institute of Industrial Environmental Problems of the North, Kola Scientific Center of the Russian Academy of Sciences (Apatity, Russia); Greek-Bio Co. (Oslo, Norway)

* Email: n.kashulyln@ksc.ru

The lake Imandra is a major Arctic water basin where harmful algal blooms (HABs) are observed regularly starting from the turn of the 20th and 21st centuries. HABs occur in the lake at significantly lower temperatures and phosphorus (P) and nitrogen (N) levels than in lakes located at lower latitudes. With regard to the above, the interrelationships between and the patterns of the spatial distributions of P, N and chlorophyll-a (Chl-a) in the upper layers of the lake have been considered. The complex outline of and strong gravity currents in the lake combined with potent focal anthropogenic sources of P and N determine the gradients of biogenic elements levels in the lake. Their examination suggest that HABs development is limited mutually by the levels of N and P and by their stoichiometric proportions. At the levels of total P and N (P_{tot} and N_{tot}) below

17 $\mu\text{g/L}$ and 150 $\mu\text{g/L}$ respectively, HABs probability is low. At $P_{\text{tot}} > 17 \mu\text{g/L}$, HABs are limited by N rather than P. At $N_{\text{tot}} > 180 \mu\text{g/L}$, HABs probability becomes increased. In the major part of the lake, N is mostly organic and NO_3^- levels are low, NH_4^+ being predominant among the inorganic forms of N. This makes conditions for the development of green algae and for the predominance of cyanobacteria. At $[\text{NO}_3^-]/[\text{NH}_4^+]$ within 0.1 to 1.0, the probability of cyanoHABs is high. HABs development is promoted by $[\text{NO}_3^-] > 2.5 \mu\text{g/L}$ upon $[\text{PO}_4^{3-}] > 3.1 \mu\text{g/L}$, the N:P ratio being above 9.7. The ascertaining of the critical levels of N- and P-containing compounds will be useful in HABs forecasting and in understanding of HABs development in Arctic water basins.

Keywords: Arctic, chlorophyll a, eutrophication, Harmful Algal Blooms (HABs).

Список сокращений и обозначений

- [X] – содержание конкретного иона X в воде
 $\sum_{\text{ион}}$ – сумма ионов, содержащихся в воде, общая минерализация воды (мг/л)
 Chl-a – пигмент хлорофилл а (содержание в воде выражено в мг/л)
 HABs – Harmful Algal Blooms = массовое размножение (цветение) потенциально токсичных фотосинтезирующих микроорганизмов.
 $N_{\text{общ}}$ – общее содержание азота в воде (мкг/л)
 PCA – principal component analysis, метод анализа главных компонент
 $P_{\text{общ}}$ – общее содержание фосфора в воде (мкг/л)
- БаИ – плес Бабинская Имандра
 БГЭ – биогенные элементы
 БоИ – плес Большая Имандра
 ДО – донные отложения
 ЙоИ – плес Йокостровская Имандра
 ППП – потеря веса при прокаливании (%)
 ЦКП ИППЭС КНЦ РАН – центр коллективного пользования, Институт проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН

Введение

Относительно новым явлением для арктических водоемов является массовое развитие («цветение») фотосинтезирующих микроорганизмов, в том числе видов, потенциально опасных для других гидробионтов и человека (Harmful Algal Blooms, HABs) [1, 2, 9]. Оно приводит к нарушению устойчивости водных экосистем, их деградации, снижению ресурсного потенциала и увеличению рисков для здоровья населения [14, 15, 24, 67]. HABs приобретает глобальный характер, что связывают с повышением температуры среды вследствие глобальных изменений климата и деятельностью человека, изменяющего естественные биогеохимические циклы элементов, гидрологические режимы водоемов, структуру пищевых сетей и способствующего распространению видов, способных вызывать HABs [27, 46, 52, 63, 67, 91]. Многие из них являются инвазивными и/или оппортунистическими видами и способны наиболее эффективно использовать возникающие преимущества в меняющихся условиях обитания [23].

Тем не менее, считается, что основными факторами, определяющими HABs, являются повышенное содержание в воде макробиогенных элементов (БГЭ) и отклонение их стехиометрических соотношений от природных значений [25, 33, 51, 64, 83, 92]. Это взаимодействующие факторы, значимость которых различается для разных видов водорослей. Полагают, что роль P или N как факторов, лимитирующих HABs, может меняться в зависимости от абсолютных значений их содержания в воде, химических форм и их стехиометрии [47]. Вероятно, температурный фактор менее важен для арктических водоемов в сравнении с более низкими широтами, поскольку HABs здесь может развиваться при более низком диапазоне температур.

Структурно-функциональные изменения экосистем, обусловленные эвтрофированием и развитием HABs, рассматриваются как альтернативные стабильные состояния [28, 72, 73], поддерживаемые не только внешними потоками БГЭ, но и рециркуляцией их внутриводоемных пулов – донные отложения (ДО), биота. Эти изменения усиливаются в ответ на гипоксические условия, развитию которых, в свою очередь, способствует эвтрофирование [29].

В настоящее время нет единого мнения о роли всех этих факторов в развитии HABs, что затрудняет выработку стратегий управления качеством поверхностных вод для смягчения последствий эвтрофикации озер и определяет необходимость дальнейшего изучения данного явления [38, 86]. Прежде всего это относится к арктическим озерам, где HABs встречаются при значительно меньших уровнях содержания БГЭ в воде и более низких диапазонах температур, чем это описано для более южных регионов. Неотъемлемой частью устойчивого управления водными ресурсами являются количественные показатели качества вод, что обуславливает необходимость их разработки при новых вызовах [61, 68]. При этом программы мониторинга и мероприятия по уменьшению HABs должны быть адаптированными к конкретным проблемам качества воды и учитывать региональные особенности и видовую специфику доминирующих таксонов [18].

В данной работе мы рассматриваем особенности пространственного распределения хлорофилла а (Chl-a) и макробиогенных элементов (N, P) в оз. Имандра. Это крупный заполярный водоем, который испытыва-

ет мощное многофакторное антропогенное воздействие и где с начала XXI века наблюдаются регулярные НАVs, приводящие к изменениям сообщества гидробионтов [1, 2, 11, 12, 55]. Цветение водорослей в оз. Имандра начинается сразу же после таянья ледового покрова массовым размножением диатомовых водорослей, присутствующих в водной толще круглый год. Во второй половине гидробиологического лета перидиниевые водоросли (динофлагелляты) и цианобактерии формируют НАVs, сопровождающиеся выделением цианотоксинов и гибелью рыб. Оно может продолжаться до поздней осени. Целью работы было изучение взаимосвязей фитопланктона и питательных веществ в оз. Имандра, необходимое для понимания причин НАVs и для научной основы прогноза и установления критических уровней содержания основных биогенных элементов как компонентов управления качеством поверхностных вод, обеспечивающего устойчивое развитие региона.

Район исследований

Озеро Имандра расположено в центральной части Мурманской области. Оно имеет сложную пространственную структуру и включает три относительно изолированных плеса – Большую (БоИ), Йокостровскую (ЙоИ) и Бабинскую (БаИ) Имандру, которые различаются по гидрологическим и гидрохимическим условиям и степени антропогенной нагрузки. Это водохранилище, аккумулирующее воду для работы каскада ГЭС на р. Нива, впадающей в Белое море. Общая площадь – 876 км², объем – 11,2 км³, средняя глубина – 16 м, максимальная – 67 м. На территории водосбора (12342 км²) расположен ряд горно-перерабатывающих предприятий (ОАО «Апатит», «Североникель», «Олкон», Ковдорский ГОК) и развитая инфраструктура, включающая крупные населенные пункты, предприятия энергетики, логистики, сельского хозяйства и социального сектора (рис. 1).

Предприятия горной промышленности, в том числе ОАО «Апатит» – крупнейший в мире производитель фосфорного концентрата – мощные источники загрязнения вод соединениями N и P. Дополнительными источниками этих элементов являются сточные коммунальные воды [5]. Результатом продолжающихся с 1930-х годов многофакторных воздействий на оз. Имандра стала трансформация его природного состояния [3, 6, 31, 32]. Помимо гидрохимического режима, нарушен гидрологический режим водоема. Зимние понижения уровня воды приводят к его значительным колебаниям (<3 м) и сезонному осушению литоральной зоны. Пролиты Йокостровский и Широкая Салма частично и Узкая Салма полностью пересыпаны дамбами при строительстве автодорог, что значительно снизило водообмен между тремя плесами. Один из крупнейших заливов, губа Белая,

был отгорожен дамбой и использован для размещения хвостов обогащения апатит-нефелиновых руд. На гидрологический и гидрохимический режимы южной части водоема оказывает влияние перекачка из ЙоИ в БаИ больших объемов воды (в 2018 году – 1229,531 млн м³ [8]), используемых для нужд технического водоснабжения Кольской АЭС. Регулярные НАVs в БоИ и ЙоИ наблюдаются с 2000 года (рис. 2).

Материалы и методы

Для анализа пространственного распределения изучаемых параметров были использованы данные, полученные в ходе комплексной полноозерной съемки, проводимой в середине гидробиологического лета (июль) в 2012 и 2013 годах. Точки отбора проб поверхностных вод выбирались для выявления закономерностей распространения загрязняющих веществ по мере движения водного потока от промышленных объектов к стоку из озера (р. Нива), расположенного в южной части водоема. Отбор проб воды (312 проб) проводили в соответствии с п. 4.34 СП 11-102-97. Определение всех основных гидрохимических параметров, включая соединения БГЭ, проводили в стационарных условиях в аккредитованном ЦКП ИППЭС КНЦ РАН (№ РОСС RU.0001.517126) по стандартным сертифицированным методикам. Для определения условно растворимой и взвешенной форм P фильтровали пробы воды через мембранный фильтр с размером пор 0,45 мкм [22]. Катионы Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ определяли на атомно-абсорбционном спектрофотометре Perkin-Elmer-360 в режиме пламенной атомизации. Анионы Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻ определяли в фильтрованных пробах воды методом жидкостной хроматографии с кондуктометрическим детектором (Waters HPLC 432). PO₄³⁻, P_{общ.}, NO₃⁻, N_{общ.} и NH₄⁺ анализировали фотометрическим методом (фотометр КФК 3-01, спектрофотометр Pharmacia LKB Novaspec II). Расчеты содержания доминирующих физико-химических форм БГЭ в фильтрате выполнены с помощью модели CHEAQS Next.

Образцы донных отложений (ДО) получали отборником колонок открытого гравитационного типа, сделанного из плексигласа (внутренний диаметр 44 мм), с автоматически закрывающейся диафрагмой. Образцы после высушивания при температуре 105 °С обрабатывали концентрированной HNO₃ в автоклаве с тефлоновым вкладышем при 140 °С в течение 4 часов. P определяли фотометрическим методом.

Для определения содержания хлорофиллов фильтровали пробы воды объемом 1–2 л через мембранный фильтр с диаметром пор 0,47 мкм. Экстракцию хлорофиллов проводили раствором ацетона (90%), оптическую плотность экстрактов измеряли на спектрофотометре «Hitachi UV-VIS 181». Концентрацию хлорофилла а (Chl-a) рассчитывали стандартным методом [34].

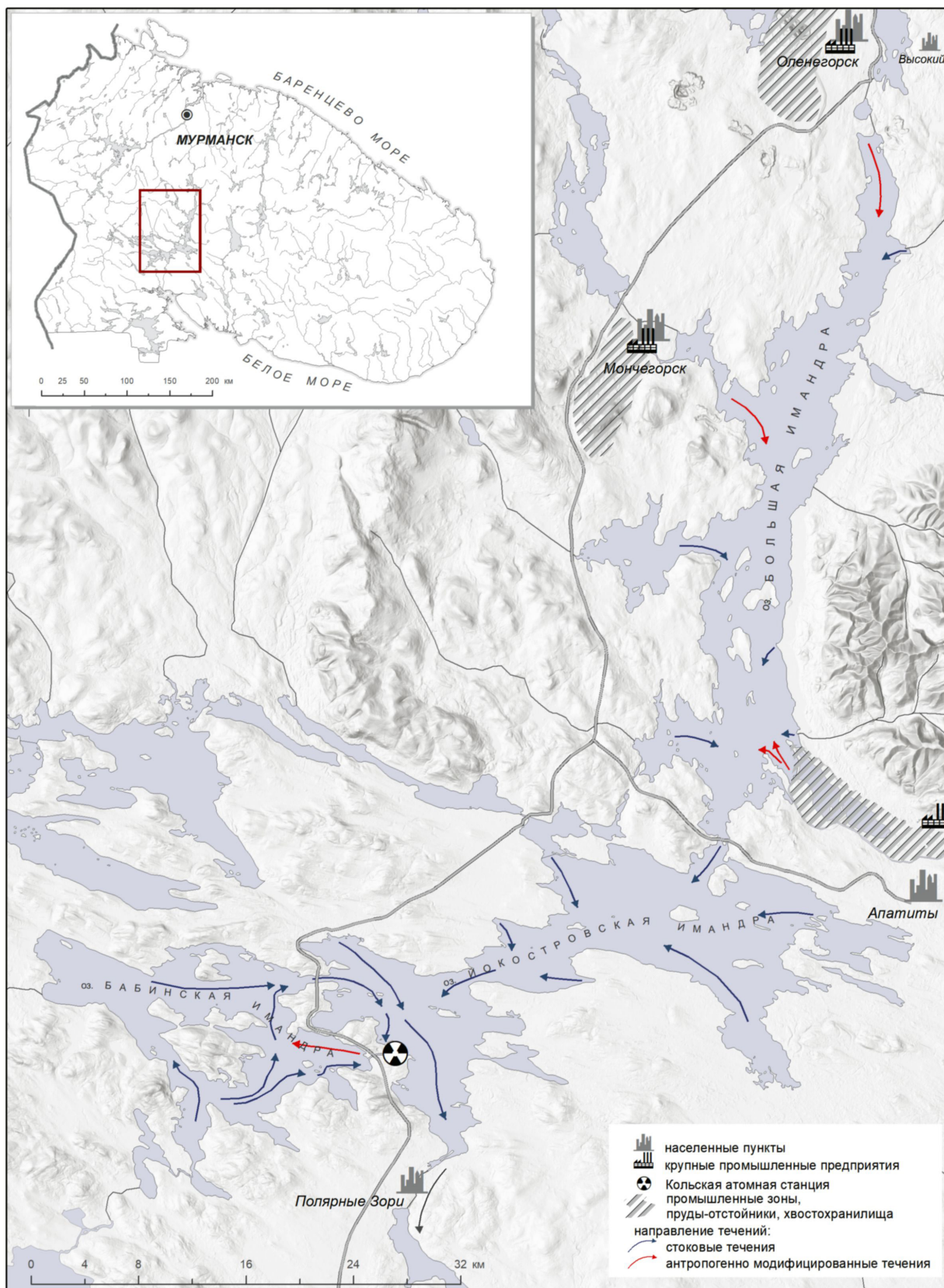


Рис. 1. Озеро Имандра и основные источники его загрязнения, расположенные на территории его водосбора



Рис. 2. Разные стадии развития HABs в оз. Имандра (плес Йокостровская Имандра, Йокостровский пролив, июль 2013 года): А) цветение цианобактерии *Dolichospermum lemmermannii*; Б) гибель молоди сига и ряпушки, вызванная цветением токсичных микроорганизмов

Многофакторный статистический анализ и визуализацию результатов выполняли в среде R (версия 3.5.3) [69]. Для выявления различий гидрохимических показателей на участках водной системы использовали метод анализа главных компонент (principal component analysis, PCA) [16]. В ходе анализа всего массива мультивариативных данных были выбраны два наиболее значимых подпространства меньшей размерности, которые были использованы для определения отдельных факторов, обуславливающих различия между частями озера. Анализ связей между факторами выполнен по методу Пирсона, достоверность коэффициентов корреляции была оценена путем определения уровней значимости по методу Арбетнота [16]. Для последующего описания данных использованы коэффициенты корреляции с уровнем значимости $P \geq 0,95$. Для выявления критических уровней средовых параметров проводился парный регрессионный анализ.

Анализ пространственного распределения веществ, визуализацию полученной информации и подготовку карт-схем проводили в ArcGIS 10.6.1. Весь массив данных о станциях отбора проб и содержании веществ на каждой из станций был собран в базу геоданных. В дальнейшем имеющиеся материалы классифицировались согласно анализируемым параметрам. В качестве топоосновы была использована топокарта Мурманской области (базовый масштаб 1:200000). Оригинальные схемы подготовлены авторами статьи.

Результаты и обсуждение

До начала интенсивного загрязнения оз. Имандра отходами предприятий горнопромышленного комплекса средняя минерализация воды ($\Sigma_{\text{ион}}$) в ЙоИ, рассчитанная по гидрологическому посту Зашеек (сток из озера) за многолетний период наблюдений (1949–1966 годы), была 27,7 мг/л, что характеризовало

водоем как ультрапресный [10]. Увеличение с 1970-х годов добычи и переработки полезных ископаемых на территории водосбора оз. Имандра вызвало резкое возрастание техногенной нагрузки на водоем и, как следствие, радикальные изменения гидрохимического режима [5, 6].

В настоящее время распределение гидрохимических показателей по различным районам оз. Имандра крайне неравномерно, что определяется характеристиками источников загрязнения, внутриводоемными циклами антропогенно привнесенных элементов и гидрологическими особенностями, в том числе стоковыми течениями, имеющими выраженную направленность север-юг, и техногенными течениями, обусловленными перекачкой вод КАЭС. Периодическое влияние на динамику гидрохимических показателей могут оказывать стратификация или ветровые перемешивания вод.

Наиболее загрязняемым плесом является БоИ, куда поступают сточные промышленные и коммунальные воды Мончегорского, Оленегорского и Кировско-Апатитского районов. Это приводит к повышению значений $\sum_{\text{ион}}$ (интегральный показатель загрязнения) и содержания БГЭ (табл. 1, рис. 3). Среди главных ионов минерализации доминируют SO_4^{2-} и Na^+ , основным источником которых является комбинат «Североникель», где перед сбросом в водоем закисленные технологические сульфатсодержащие растворы нейтрализуют с помощью NaHCO_3 . Лишь в губе Белой среди катионов наряду с повышенными концентрациями Na^+ доминирует Ca^{2+} , выщелачивающийся из горных пород Хибин. В южной части ЙоИ за счет разбавления водами притоков и седиментации малорастворимых сульфатов среди анионов преобладает CO_3^{2-} (табл. 1).

Наибольшие величины исследуемых гидрохимических показателей наблюдаются в местах сброса сточных вод – губа Белая и Монче-губа (рис. 3). В плесе БоИ в летний период значения $\sum_{\text{ион}}$ изменяются от 49,2 до 166,0 мг/л в зависимости от района, что в среднем в 2–4 раза превышает условно-фоновые показатели Бай. По мере продвижения потока показатели $\sum_{\text{ион}}$ снижаются: в северной части ЙоИ – до 52,0–73,9 мг/л, в районе о. Нестеров и пролива Заячья Салма – до 60–65 мг/л, в южной части ЙоИ – до 45,1–54,2 мг/л. В относительно мелководном плесе ЙоИ происходит смешивание вод БоИ, Бай и крупных притоков (р. Пиренга, р. Чуна). Узкий пролив Заячья Салма разделяет плес ЙоИ на северную и южную части, различающиеся условиями формирования гидрохимического режима. Наименее трансформированным является плес Бай. Однако и здесь $\sum_{\text{ион}}$ (37,6–48,0 мг/л) превышает доиндустриальный уровень.

РСА-анализ по совокупности гидрохимических параметров показывает, что основными факторами, определяющими различия отдельных участков аква-

тории озера, являются компоненты загрязнений, поступающие из основных источников, в том числе БГЭ и формы их нахождения в водной среде (рис. 4). Имеются достоверные различия гидрохимических режимов ($P > 0,95$) плесов Бай и южной части ЙоИ, с одной стороны, и плесов БоИ и северной части ЙоИ – с другой. Причем для плеса БоИ характерна большая гетерогенность этих показателей, что объясняется наличием мощных точечных источников загрязнения и относительно изолированных губ восточного побережья (Витте, Кислая), принимающих чистые воды притоков. Схожесть гидрохимических характеристик Бай и южной части ЙоИ в значительной мере связана с удаленностью от основных источников загрязнения и перекачкой из южной части ЙоИ в Бай значительных объемов вод.

Содержание P и N колеблется в широких пределах (табл. 1), и пространственные распределения их соединений несколько различаются (рис. 5, 8), что определяется не только характеристиками источников загрязнения и особенностями гидрологического режима, но и комплексом абиотических и биотических процессов, формирующих внутриводоемные циклы этих элементов. Имандра в природном состоянии характеризовалась очень низким содержанием БГЭ: $[\text{NO}_3^-]$ 0–35 мкг/л и $[\text{PO}_4^{3-}]$ 0–8 мкг/л, причем в летний период уровни были ниже предела определения [13]. В настоящее время мощными источниками биогенных элементов являются, помимо традиционных (коммунальные, сельскохозяйственные стоки), горнодобывающие предприятия, где различные N-содержащие соединения массово используются при горновзрывных работах, а соединения P выщелачиваются из горных пород Хибин, что усиливается в процессе добычи и переработки апатит-нефелиновых руд. Общее поступление в БоИ составляет: N – 1403,95 т/год, P – 308,5 т/год; со стоком из озера выводится: N – 143 т/год, P – 22,7 т/год [5, 13].

Если раньше считалось, что P является основным элементом, лимитирующим НАVs [76], то недавние исследования различных водных систем по всему миру показали, что N также играет важную роль в поддержании биомассы, видового состава и токсичности НАVs [25, 57]. При этом не только внешняя нагрузка N, но и его химические формы и скорость их круговорота могут влиять на доминантные виды, способные вызывать НАVs [67].

Несмотря на значительные объемы поступления соединений N в оз. Имандра, в летний период экстремально высокие показатели содержания $N_{\text{общ}}$ (мкг/л) наблюдаются лишь в местах сброса сточных вод – в губах Белой (до 1629,0), Монче (до 322,0) и Молочной (до 318,0). Для остальной акватории БоИ и озера в целом характерно относительно равномерное распреде-

Табл. 1

Основные параметры химического состава поверхностных вод различных участков оз. Имандра
(числитель: среднее (медиана); знаменатель: диапазон значений)

Район исследований	Показатели												Формула ионного состава воды, %-эквивалент
	pH	Алк мкг-экв/л	Сумма ионов мг/л	NH ₄ мкг/л ⁻¹	NO ₃ мкг/л	[NO ₃ ⁻]: [NH ₄ ⁺]	N _{общ} мкг/л	N _{орг} мкг/л	[PO ₄ ³⁻] мкг/л	P _{общ} мкг/л	N:P	Chl-a мг/м ³	
Большая Имандра (n=103)	7,4(7,5) 6,8-8,4	393,5(395,0) 285,0-734,0	73,2(72,8) 49,2-166,0	13,7(7,0) 1,0-114,0	52,6(5,0) 0-1156,0	3,4 0-39,0	253,7(196,0) 119,0-1629,0	187,4 117-365	6,6(3,0) 1,0-153,0	36,0(27,0) 7,0-251,0	8,4 2,5-18,9	4,3 (4,3) 0,4-7,6	SO ₄ ⁻² (72) Cl (26) HCO ₃ ⁻ (2) Na+K (73) Ca (19) Mg (7)
Губа Белая	7,6 7,4-8,4	447,1 383,0-734,0	79,0 68,7-111,8	15,5 1,0-108,0	153,0 2,0-1156,0	9,5 0,4-39,0	391,8 168,0-1629,0	214,6 135-365	12,6 2,0-153,0	54,9 22,0-251,0	7,8 4,9-15,6	6,7(7,5) 4,9-7,6	SO ₄ ⁻² (73) Cl (23) HCO ₃ ⁻ (3) Ca (73) Mg (26)
Губа Монче	7,2 6,9-7,3	333,6 288,0-469,0	75,9 64,0-166,0	19,9 2,0-114,0	4,4 0,0-27,0	0,2 0-1,6	191,3 124,0-322,0	166,9 120-303	7,6 1,0-66,0	27,1 13,0-129,0	9,1 2,5-16,9	6,3	SO ₄ ⁻² (70) Cl (28) HCO ₃ ⁻ (3) Na+K (73) Ca (18) Mg (9)
Йокостровская Имандра, северная часть (n=73)	7,4(7,4) 7,2-7,5	383,9(380,0) 321,0-473,0	68,1(67,6) 52,0-73,9	10,1(7,0) 1,0-37,0	2,0(1,0) 0,0-9,0	0,3 0-3,0	181,5(174,0) 140-327,0	169,4 103-281	1,5(2,0) 0-3,0	15,7(13,0) 8,0-72,0	13,2 3,3-22,8	2,9 (2,6) 1,97-4,55	SO ₄ ⁻² (43) HCO ₃ ⁻ (42) Cl (15) Na+K (70) Ca (21) Mg (9)
Йокостровская Имандра, южная часть (n=39)	7,3(7,3) 7,1-7,4	304,0(302,5) 292,0-326,0	48,2(47,6) 45,1-54,2	11,7(10,0) 1,0-58,0	5,5(2,0) 0-30,0	1,0 0-12,0	154,3(151,5) 111,0-259,0	137,7 84-199	1,0(1,0) 0-2,0	7,3(7,0) 5,0-12,0	21,6 14,7-34,0	3,13 (3,7) 1,0-4,1	HCO ₃ ⁻ (47) SO ₄ ⁻² (40) Cl (13) Na+K (62) Ca (25) Mg (13)
Бабинская Имандра (n=77)	7,3(7,3) 7,0-7,5	283,2(278,0) 262,0-320,0	40,9(40,3) 37,6-48,0	10,0(9,0) 2,0-22,0	21,4(7,0) 0-78,0	2,8 0-21,7	158,0(156,0) 66,0-318,0	126,2 44-250	1,3(1,0) 0-3,0	5,7(5,0) 3,0-22,0	30,6 5,7-63,6	2,57 (2,68) 0,69-3,79	SO ₄ ⁻² (74) Cl (23) HCO ₃ ⁻ (3) Na+K (54) Ca (30) Mg (16)

ление этого показателя: в среднем 253,7 в плесе БоИ, 181,5 в северной ЙоИ, 154,3 в южной ЙоИ и 158,0 в БаИ (рис. 5). В толще воды и ДО эвтрофируемых водоемов отмечается высокая изменчивость содержания N и его форм, поскольку он может быстро циркулировать через несколько состояний окисления и активно используется микроорганизмами [85]. Например, в озерах Эри и Гранд-Лейк-Сент-Мэрис (Огайо, США) уровни NO₃⁻ в воде варьируют от >100 мкМ до пределов обнаружения из-за ассимиляции и активной денитрификации [25]. Полагают, что в озерных экосистемах устьевые экотоны играют важную роль в поддержании многочисленных путей трансформации N антропогенного происхождения, выносимых реками с территории водосбора [57]. Вероятно, первично-техногенный нитратный азот, поступающий в губу Белая БоИ, быстро и практически полностью ассимилируется продуцентами, и содержание NO₃⁻ в остальных частях озера определяется внутриводоемными биогеохимическими циклами N.

В поверхностных горизонтах содержание N, как правило, ниже, чем в придонных. Большая часть N в оз. Имандра находится в связанной органической форме, что свидетельствует об активном вовлечении его в биогеохимические циклы. Содержание основных минеральных форм NH₄⁺ и NO₃⁻ (мкг/л по азоту) и их соотношение изменяются в широких диапазонах и определяются источниками происхождения азотных соединений, дифференцированным потреблением этих форм N фитопланктоном и интенсивностью процессов деструкции органического вещества (табл. 1). Преобладание в летний период в губе Белой ионов NO₃⁻ (до 1156,0 мкг/л) над NH₄⁺ (до 108 мкг/л) (рис. 6) указывает, что основным источником N являются взрывчатые вещества, используемые в горном деле, а преобладание NH₄⁺ (до 114 мкг/л) над NO₃⁻ (< 27 мкг/л) в Монче-губе свидетельствует о коммунально-бытовом происхождении соединений N. В летний период для центральной части акватории БоИ и в целом для ЙоИ характерно доминирование

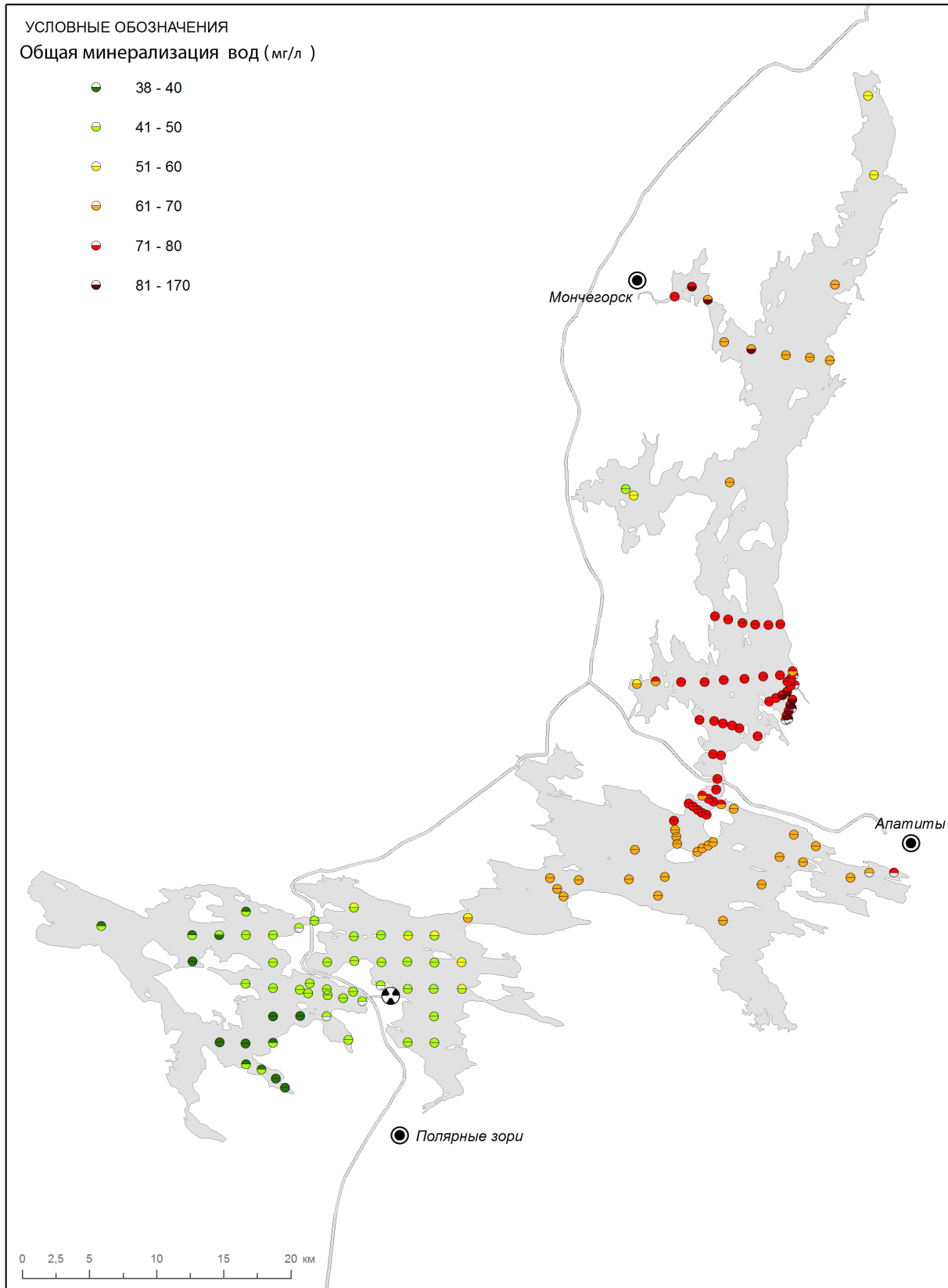


Рис. 3. Пространственное распределение показателей общей минерализации (мг/л) вод оз. Имандра (здесь и далее на картосхемах: верхний полукруг – поверхностный горизонт, нижний полукруг – придонный горизонт)

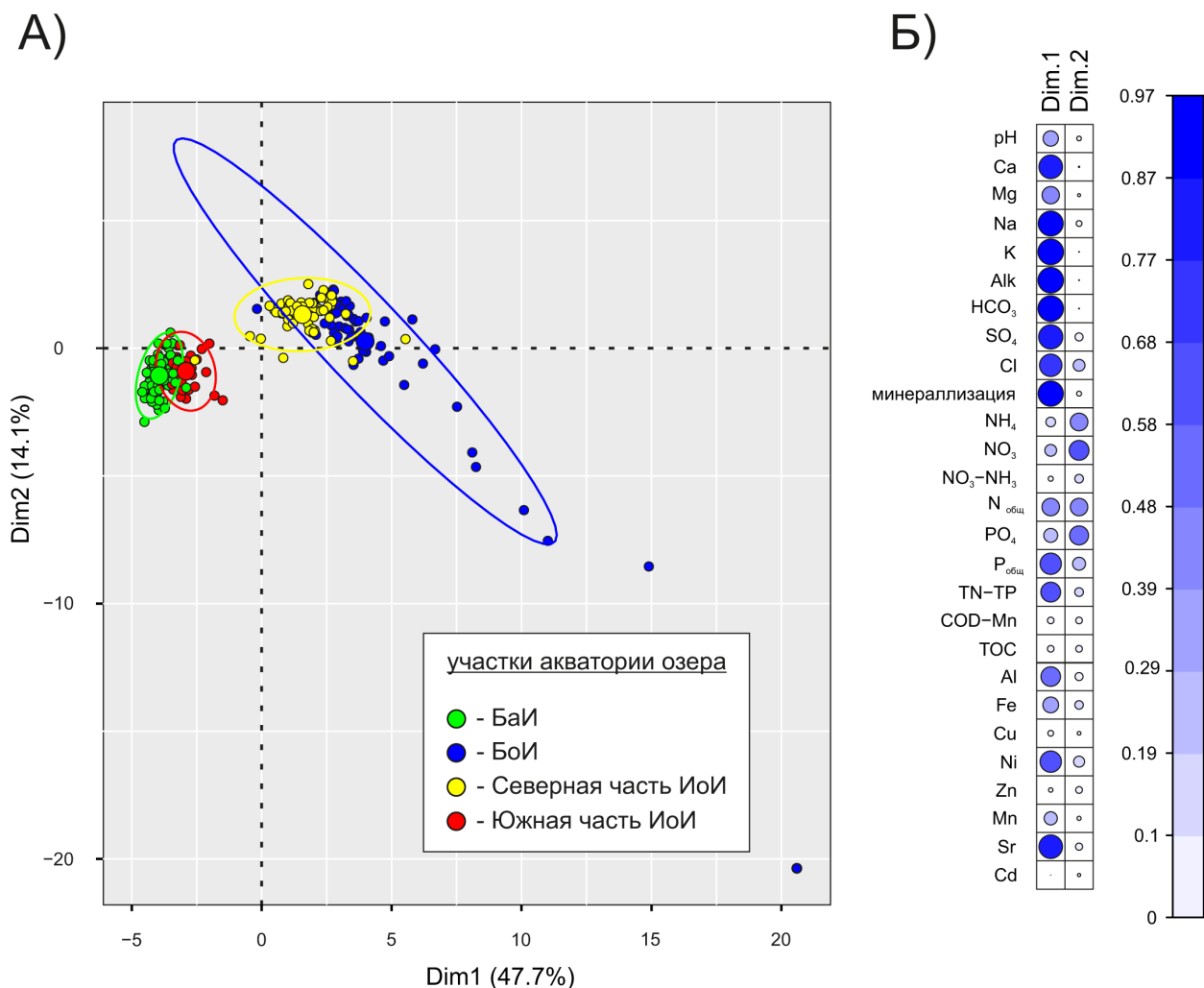


Рис. 4. PCA-анализ гидрохимических данных (А) и индивидуальный вклад отдельных гидрохимических параметров при формировании пространственного положения точек в системе ортогональной проекции двух подпространств меньшей размерности (Б): А) овалы соответствуют границам доверительных эллипсоидов для совокупного значения гидрохимических показателей, принадлежащих к одному району отбора проб; центр эллипсоида соответствует медианным значениям для соответствующего района отбора проб; Б) размер и цвет окружности соответствуют значению, определяющему индивидуальный вклад отдельных гидрохимических параметров при формировании пространственного положения точек

NH_4^+ (в среднем 12 мкг/л) над NO_3^- (<12,0 мкг/л) (рис. 6), что не соответствует классическому сезонному распределению этих форм для водоемов со сбалансированной экосистемой, для которого характерны минимальные значения $[\text{NH}_4^+]$ в вегетационный период [7].

Это свидетельствует об интенсивности деструктивных процессов и преобладающем значении NO_3^- в продукционных процессах. Нередко в вегетационный период концентрации NO_3^- в поверхностном слое БоИ и ЙоИ имеют нулевые значения (NO_3^- полностью ассимилируется продуцентами), тогда как в БаИ, где продуктивные процессы менее интенсивны, преобладает NO_3^- . Ранее было показано, что в ЙоИ содержа-

ние NO_3^- достигает максимума в зимний период, но с началом вегетации (июнь-июль) снижается до минимальных значений и с сентября вновь увеличивается [5]. Более высокие показатели ассимиляции NO_3^- и диссимиляционных потоков NH_4^+ в плесах БоИ и ЙоИ соответствуют более высокому трофическому уровню по сравнению с БаИ. Аналогичные явления наблюдаются в оз. Эри [19].

Основными резервуарами, накапливающими и, соответственно, являющимися автохтонными источниками N в озерах, являются ДО (органическое вещество) и биота. Как косвенный показатель содержания органического материала в ДО используется показатель потери веса при прокаливании (ППП) [49].

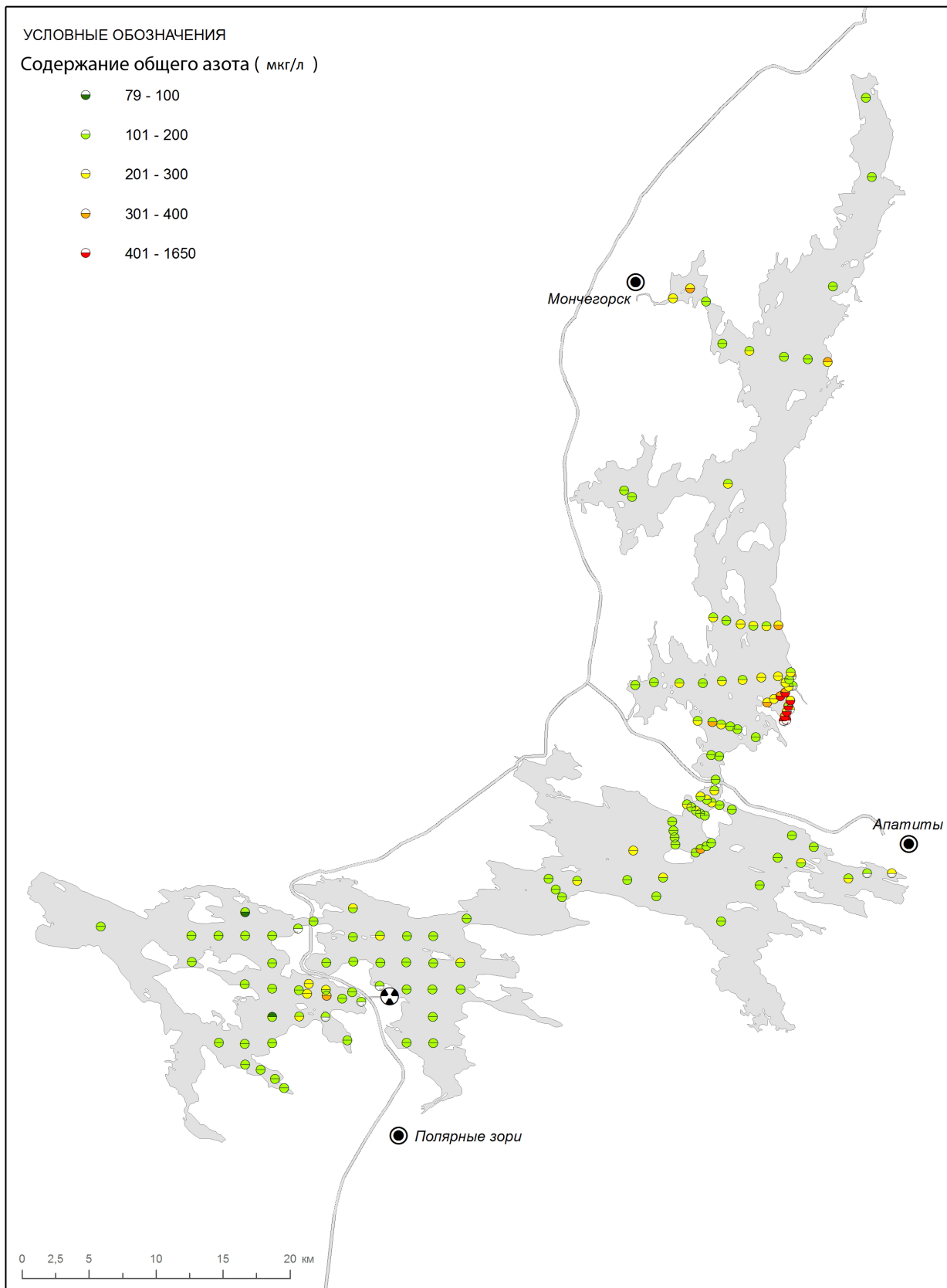


Рис. 5. Пространственное распределение показателей содержания общего азота (мкг/л) в водах оз. Имандра

В поверхностном слое ДО исследованных районов оз. Имандра значения ППП изменяются от 12 до 34%, что обусловлено различными факторами (рис. 7). В БоИ наблюдается уменьшение значений ППП (до 14%) по мере приближения к губе Белой – месту поступления сточных вод ОАО «Апатит», несущих большее количество взвешенных минеральных частиц, интенсивное осаждение которых снижает относительное содержание органического материала в ДО. В Монче-губе отмечается увеличение ППП (диапазон значений 29–34%), что связано с высокой трофностью этой акватории озера и поступлением большого количества органического материала в ДО после отмирания фито- и зоопланктона. Интенсивное развитие водорослей (повышение биомассы зеленых и криптофитовых) и зоопланктона (главным образом коловраток) наблюдается в районах смешения озерной воды и коммунальных стоков в Монче-губе.

В ЙоИ главным фактором являются гидрологические показатели, определяющие условия седиментации. На отдельных участках акватории (отсутствие течений, заливы, скопление островов и т. д.) созда-

ются благоприятные условия для седиментации, и тогда величина ППП больше. По мере удаления от Йокостровского пролива с выраженными течениями ППП увеличивается до 26% (в мелководной Тик-губе). В БаИ развитие фито- и зоопланктона значительно меньше, чем в БоИ и ЙоИ [6], что отразилось в значительном уменьшении поступления органического вещества в ДО после отмирания гидробионтов и снижении величин ППП (до 12%).

Пулы БГЭ, накапливаемые в ДО, являются источником внутриводоемных циклов этих элементов. Считается, что цикл N является наиболее сложным из биогеохимических циклов Земли. Он состоит из чрезвычайно разнообразного набора преобразований, многие из которых осуществляются отдельными группами специализированных микроорганизмов, и его условно разделяют на две категории: ассимиляция (продуцирование органического вещества, формирующего биомассу) и диссимиляция (получение энергии из окружающей среды) [89]. Циркулирующий в водоеме связанный N может быть различного происхождения: аллохтонный, большей частью антропогенно-

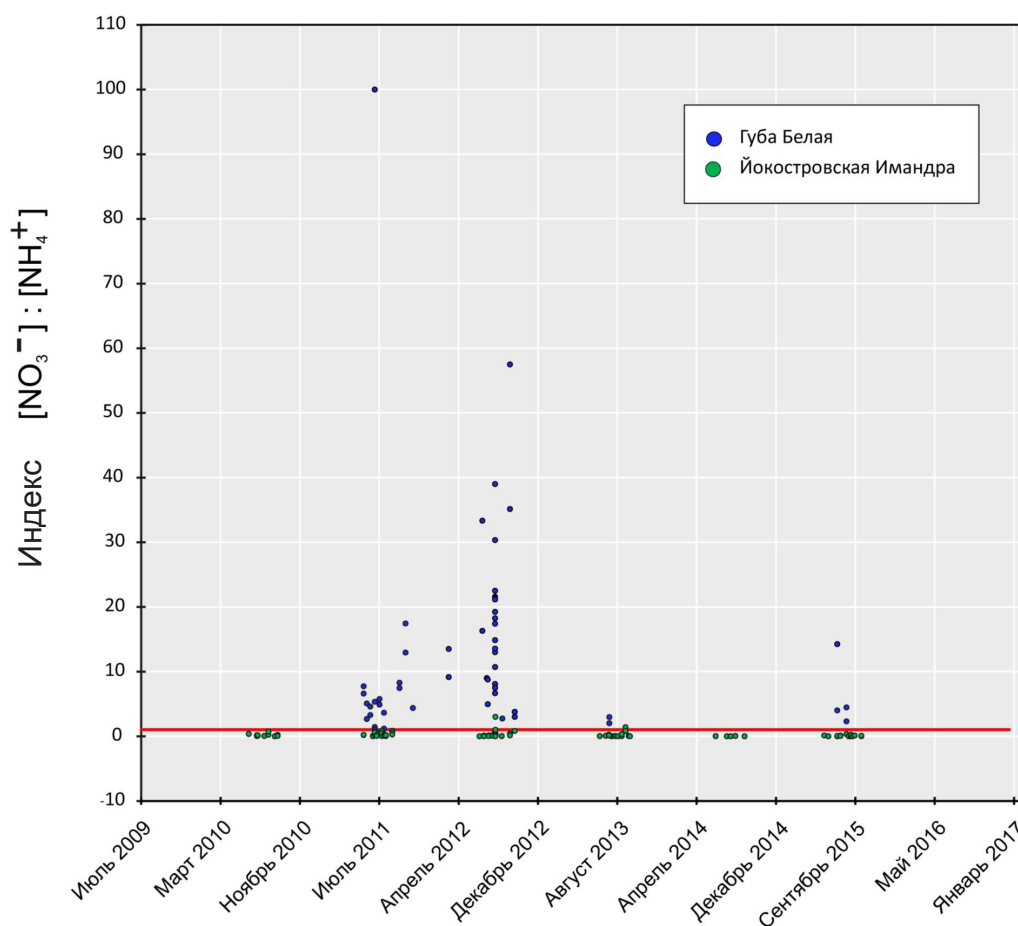


Рис. 6. Многолетняя динамика индекса $[\text{NO}_3^-]:[\text{NH}_4^+]$ за вегетационный период в губе Белой и ЙоИ. Сплошная красная прямая линия: уровни = 1

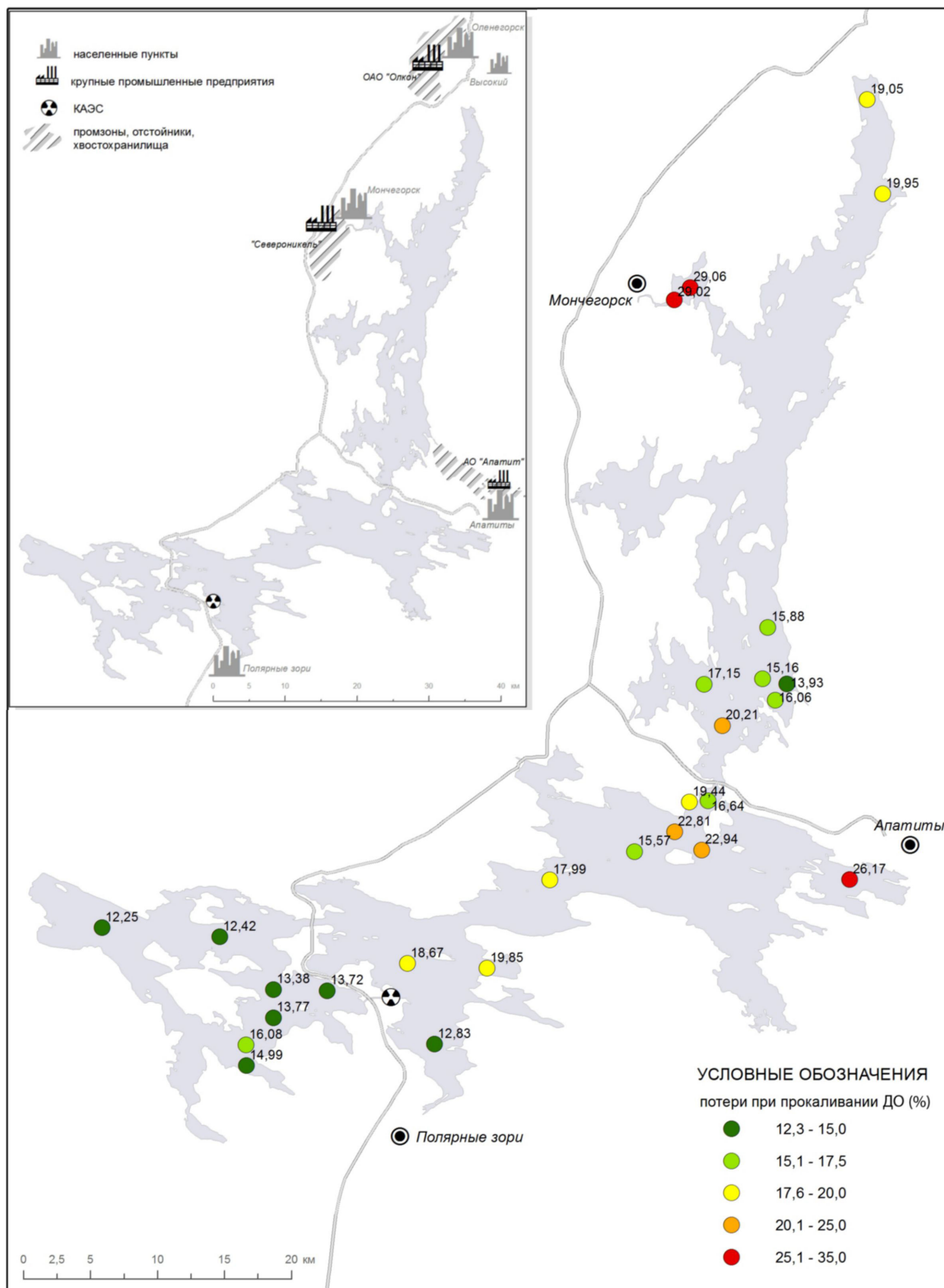


Рис. 7. Распределение ППП (%) в поверхностном слое (1 см) донных отложений оз. Имандра в 2000-е годы

го происхождения, или автохтонный – образованный фиксацией N_2 микроорганизмами и выделяющийся гидробионтами в среду NH_4^+ как конечный продукт обмена N или выделяющийся при разложении органического вещества. Хотя в озерах содержание N в воде может резко снижаться за счет биотического поглощения и микробиологической денитрификации, по существу только денитрификация и вынос N со стоком уменьшают его общеводоемный пул. Ассимилированный биотой N остается в экосистеме и может многократно рециркулировать даже на протяжении одного сезона. При этом важную роль играют процессы нитрификации – аэробного окисления $NH_4^+ \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO_3^-$, выполняемого на каждом этапе специализированной группой бактерий. Субстратом нитрификации в озерах служат восстановленные формы N (аммонийный и/или органический N) в воде [53, 77, 85]. Противоположный процесс микробиологической диссимиляции, способствующий уменьшению в водной среде связанного N, – денитрификация. Это поэтапное анаэробное восстановление $NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$ за счет окисления органических веществ, водорода, Fe^{2+} или SH_2 , осуществляемое многими видами прокариот и грибов [90]. Таким образом, существует множество путей внутриводоемного цикла N, что может приводить к значительным изменениям как суммарных уровней $N_{общ.}$ в воде, так и соотношения его восстановленных и окисленных форм, что будет определять сценарии развития НАВс.

Пространственное распределение соединений P в водах оз. Имандра более близко к распределению показателей $\sum_{ион}$ (рис. 8) и прежде всего в районе губы Белой. Это, вероятно, связано с низкой миграционной способностью P и меньшей скоростью поглощения его микробиотой, поскольку большая часть P поступает в труднодоступных формах, и требуется время для его «освоения» микроорганизмами и вовлечения в внутриводоемные биогеохимические циклы (табл. 2). Значительную роль в этих циклах играют процессы седиментации и ремобилизации P из ДО и взвешенных частиц.

Хотя наибольшие абсолютные значения соединений P наблюдаются в губе Белой (до 251,0 мкг(P)/л), 81% представлены малорастворимыми соединениями $(Ca_2(HPO_4)(OH)_2)$. Напротив, в губе Монче, где основными источниками поступления P являются коммунальные стоки и сельское хозяйство, P находится в растворимых формах. И это соотношение растворимых и нерастворимых форм сохраняется для всей акватории озера, хотя абсолютные значения $P_{общ.}$ меняются в широком диапазоне. Среди производных ортофосфорной кислоты преобладают $H(PO_4)^{2-}$, что характерно для нейтральных или слабощелочных (губа Белая) значений pH. Необходимо заметить, что малорастворимые формы P, поступающие в губу Белую в

значительной доле, довольно быстро переходят в растворимые подвижные формы, что приводит к повышенным концентрациям $P_{общ.}$ в центральной и южной частях БоИ и северной части ЙоИ (рис. 8). Снижению концентраций P в воде способствуют процессы седиментации, разбавление и ассимиляция биотой.

ДО являются важнейшей средой накопления внутриводоемных запасов P, которые могут быть вовлечены в биогеохимические циклы. Полагают, что критическим фактором при развитии НАВс являются показатели (интенсивность, направленность) внутриводоемных потоков питательных веществ, а не абсолютная концентрация, которая может поддерживать цветение. При этом пул P, накопленный в ДО, играет чрезвычайно важную роль. P, выделяемый с поверхности ДО в бескислородных условиях, часто представляет собой основную летнюю нагрузку P для озер и водохранилищ и может оказать огромное влияние на качество их воды [62]. Так, считают [26], что 56% P, отложившегося в ДО оз. Харингвлит (Нидерланды), ремобилизуется в водные слои путем диффузии и биоирригации (перекачка поровой воды донными макробеспозвоночными через их норы). И хотя экзогенные питательные вещества часто необходимы для достижения высокой биомассы во время цветения, НАВс может поддерживаться за счет питательных веществ, которые регенерируются и рециркулируют после первоначальной аллохтонной дозы БГЭ, то есть за счет внутренней нагрузки [52]. Было показано, что при ветровом перемешивании мелководных участков суспендированные седименты выносятся в верхние аэробные слои, где небольшое количество P также может переходить в воду [65]. Однако ресуспендирование обеспечивает лишь незначительный вклад P в толщу воды. Кроме того, при оксигенации водяного столба образуются оксигидроксиды Fe, которые сорбируют фосфаты и возвращают их в ДО [58]. Считается что основной вклад в ремобилизацию P вносит деградация органического вещества в анаэробном осадке, приводящая к высвобождению растворенного биодоступного P в поровые воды ДО и далее в водную толщу. Общепринято, что большая часть P высвобождается в форме ортофосфата, который полностью биологически доступен и потенциально может использоваться фито- и бактериопланктоном [62].

Наибольшие концентрации P в поверхностном слое ДО оз. Имандра наблюдаются в плесе БоИ (рис. 9). В губе Белой и южной части БоИ содержание P (1,06–1,53%) на порядок больше среднего фонового значения. В БоИ в северном направлении происходит уменьшение содержания P. Снижение содержания P в ДО отмечается и в ЙоИ, где происходит разбавление загрязненных вод, поступающих из БоИ, с наименьшим содержанием в Тик-губе, которая лежит за пределами потока распространения загрязняющих веществ.

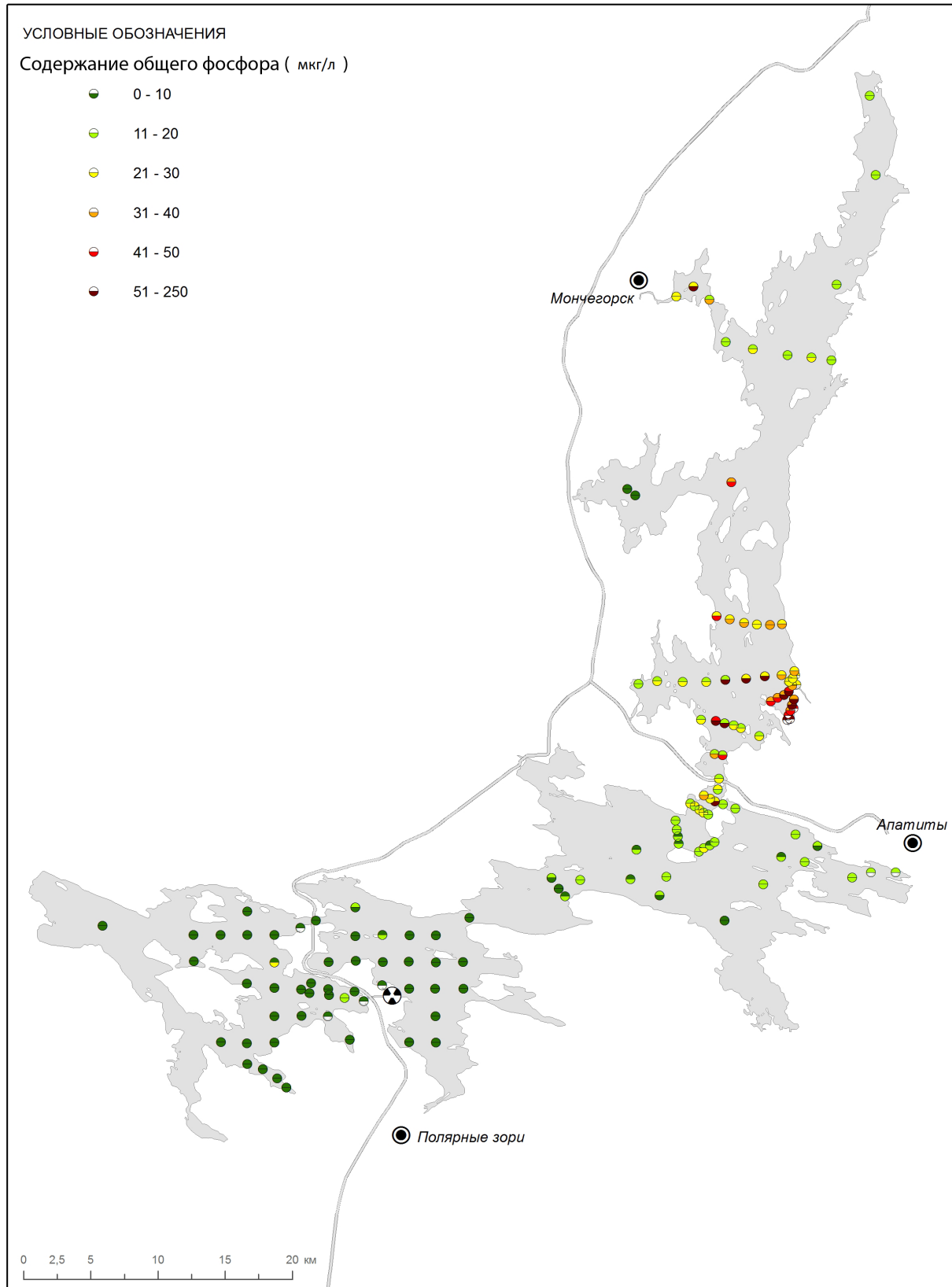


Рис. 8. Пространственное распределение показателей содержания общего фосфора (мкг/л) в водах оз. Имандра

Модель распределения физико-химических форм нахождения фосфора в фильтрате (менее 0,45 мкм) вод различных участков оз. Имандра

Показатель	Район оз. Имандра													
	БоИ							ЙоИ					БаИ	
	Северная часть	Центральная часть	Губа Монче	Губа Вите	Центральная часть	Центральная часть	Губа Белая	Южная часть	Йок-остров	Центральная северная часть	о. Нестеров	Зайчья Салма	Южная часть	Центральная часть
P_{tot} , мкг/л	15	14	25	9	36	27	48	16	29	12	8	10	9	4
Суммарно, %														
Растворенный [PO_4^{3-}]	99,98	99,98	99,98	99,97	99,99	99,98	18,91	99,98	99,98	99,98	99,98	99,98	99,98	99,97
Нерастворимый (PO_4)							81,08							
Связанный с органикой (PO_4)	0,02	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,03
Общий (PO_4)	100	99,99	99,99	99,99	100	100	100	99,99	99,99	99,99	99,99	100	100	100
Детали, %														
Свободный [PO_4^{3-}]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
$[H(PO_4)^2]$	50,76	53,97	47,87	49,68	57,36	63,26	14,49	67,61	63,21	60,13	62,72	59,20	54,27	56,96
$[H_2(PO_4)^-]$	42,23	39,86	44,94	43,73	36,79	31,41	3,43	27,24	31,41	34,37	32,03	35,10	39,72	37,40
$[NaH(PO_4)^-]$	0,22	0,30	0,32	0,19	0,33	0,40		0,42	0,38	0,33	0,33	0,23	0,20	0,16
$MgH(PO_4)_{(aq)}^*$	1,26	1,01	0,95	0,86	1,05	1,12	0,25	1,17	1,10	1,06	1,05	1,35	1,12	1,18
$Al(PO_4)_{(aq)}$	3,62	3,04	4,38	3,94	2,44	1,62		1,14	1,62	2,03	1,69	2,14	2,98	2,50
$[Ca(PO_4)^-]$					0,11	0,15		0,20	0,15	0,12	0,14	0,11		
$CaH(PO_4)_{(aq)}$	1,66	1,56	1,28	1,38	1,76	1,88	0,46	2,06	1,95	1,79	1,88	1,72	1,49	1,57
$Ca_2(HPO_4)(OH)_2^{**}$							81,08							

*_{aq} – aquated (гидратированный).

**_s – solid (твердая фаза)

Наименьшее содержание Р зафиксировано в поверхностном слое ДО БаИ, расположенном вне зоны прямого поступления загрязнений апатитонепелинового производства. В целом по акватории озера распределение Р соответствует закономерности снижения содержания этого элемента от максимальных значений вблизи основного источника загрязнения (АО «Апатит», губа Белая БоИ), где зафиксировано наибольшее среднее содержание, до минимальных концентраций в ЙоИ и БаИ (табл. 3).

Основными потребителями соединений N и P в северных водоемах являются фотосинтезирующие микроорганизмы, большая часть которых представлена планктонными формами. Их фотосинтетические пигменты позволяют оценивать биомассу, структурные особенности и функциональное состояние фитопланктона. Распределение Chl-a в оз. Имандра носит сложный неоднозначный характер (рис. 10).

Хотя наибольшие уровни Chl-a приурочены к районам сброса сточных вод, здесь же встречаются точки с относительно низкими уровнями. В период съемки выраженные проявления цветения (образования поверхностных пленок) не наблюдались, то есть численность фитопланктона не достигла максимума, и не было максимальной ассимиляции БГЭ, что позволяет оценить их роль в развитии НАVs.

РСА-анализ показателей содержания БГЭ и Chl-a подтвердил их достоверные различия ($p < 0,05$) в северной и южных частях оз. Имандра и доминирующую роль P в увеличении содержания Chl-a (рис. 11).

В то же время весьма велика роль минеральных форм N. При этом значимость различных показателей разная для отдельных районов озера. К группе факторов относятся компоненты загрязнения (dim 1) и минеральные формы N как компоненты внутриводоемного цикла (dim 2). Парный корреляционный анализ дан-

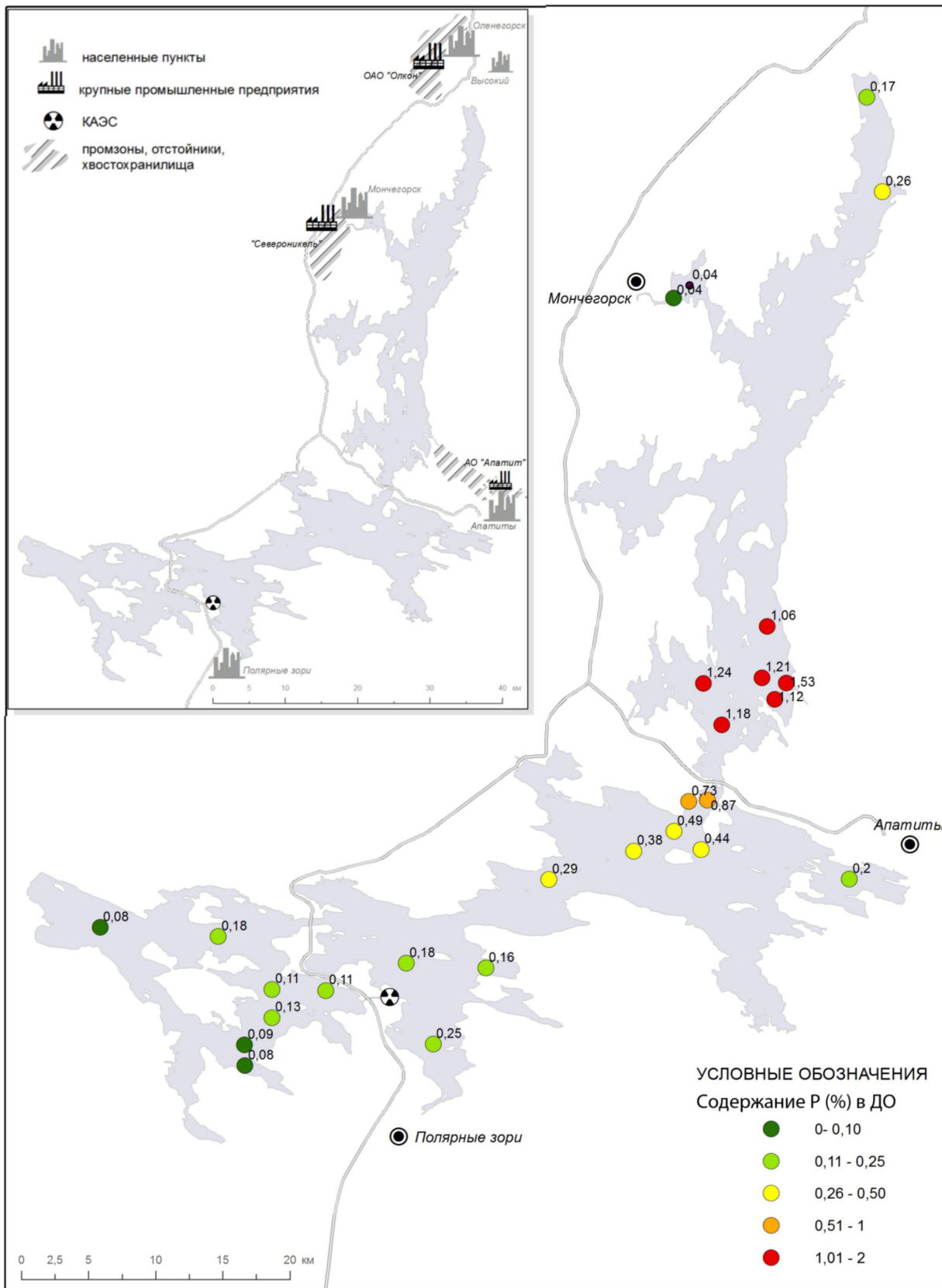


Рис. 9. Распределение содержания фосфора (%) в ДО оз. Имандра по данным 2007–2012 годов

Содержание фосфора в поверхностных ДО различных плесов оз. Имандра за последние 50 лет

Плес озера	Годы	Р (мкг на г сухого веса)		
		Минимум	Максимум	Среднее
Большая Имандра ¹	1966–1968	<0,10	6,50	1,00
Большая Имандра ²	2007–2012	0,02	1,53	0,72
Монче-губа ²	2007–2012	0,02	0,04	0,04
Белая губа ¹	1981–1984	0,78	0,84	0,82
Белая губа ²	2007–2012	1,12	1,53	1,25
Йокостровская Имандра ²	2007–2012	0,16	0,87	0,44
Бабинская Имандра ²	2007–2012	0,08	0,18	0,11

Примечания: ¹ – архивные данные ИППЭС КНЦ РАН, ² – исследования ИППЭС КНЦ РАН последних лет.

ных показал незначимые связи между содержанием Chl-a и минеральными формами N ($r_{\text{NO}_3} = 0,22$; $r_{\text{NH}_4} = -0,15$) и Si ($r = -0,27$), а также выраженные достоверно положительные корреляции с другими компонентами загрязнений, прежде всего с $P_{\text{общ.}}$ ($r = 0,71$) и его некоторыми формами ($r_{\text{PO}_4} = 0,63$) (рис. 12). Слабовыраженные зависимости между Chl-a и содержанием в поверхностном водном горизонте $N_{\text{мин.}}$ объясняются интенсивным их поглощением в период развития водорослей, дефицитом нитратных форм в этот период и нулевыми показателями его содержания во многих апробированных точках. Показано, что разительное снижение неорганических форм N и P до уровней ниже пределов определения в озерах в период активного роста микробов и водорослей делает нефункциональными модели, основанные на концентрациях неорганических питательных веществ [48]. Поэтому показатели содержания неорганических форм N и P, полученные в период цветения, часто не могут адекватно отражать продукционные процессы и служить основой для прогноза. Скорость регенерации питательных веществ в арктических водах также может быть медленной из-за низких температур. В этих условиях быстро развивается сильный дефицит N, уменьшающийся с прекращением стратификации [48].

Регрессионный анализ связей между Chl-a и $N_{\text{общ.}}$, выполненный для озера в целом, показал, что между этими факторами существует положительная корреляционная зависимость средней силы ($r = 0,62$; рис. 12), однако показатель коэффициента детерминации ($R^2 = 0,38$) в целом свидетельствует о комплексной связи между параметрами, не подходящей под описание простой линейной моделью (рис. 13). При этом значительная часть N связана тем или иным образом с живыми фотосинтезирующими клетками и/или продуктами их жизнедеятельности, на что указывает схожая положительная корреляция между $N_{\text{орг.}}$ и Chl-a ($r = 0,61$; рис. 12).

Различные виды водорослей имеют многочисленные физиологические приспособления, которые позволяют им по-разному использовать доступные ресурсы среды, в том числе питательные вещества, и адаптироваться к существующему температурному режиму. Разные группы видов проявляют свои предпочтения в отношении конкретных режимов питания, включая соотношение или форму питательных веществ [40, 43, 79–82]. Анализ эмпирически полученных взаимосвязей между Chl-a и макроБГЭ позволял полагать, что, в отличие от наземных и морских экосистем, в озерах Р является основным питательным веществом, лимитирующим биомассу фитопланктона, а N занимает второстепенную роль [14, 74, 86]. Вместе с тем, в настоящее время широко признана необходимость комбинированных источников N, включая минеральные (NO_3^- , NH_4^+) и органические (например, $\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$) формы, для поддержания НАVs, вызываемых цианобактериями, и для выработки токсинов ими [67]. Причем во внешнем источнике N нуждаются даже N_2 -фиксирующие виды, поскольку он энергетически более выгоден [37]. Фиксация N_2 обеспечивает только поддержание относительно низкого роста в условиях, лимитированных по N, и не может быть альтернативой NH_4^+ для развития таких НАVs [93]. Например, diaзотрофные цианобактерии *Cylindrospermopsis raciborskii* преимущественно используют NH_4^+ , и при этом их темпы роста более высокие [87].

Минеральные формы N или/и $\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$ могут влиять на количество цианобактерий, способных продуцировать N-содержащие цианотоксины [21, 36, 39, 60]. Данные, представленные в [51], показали значимость NH_4^+ , наряду с $P_{\text{общ.}}$, для стимулирования видов цианобактерий, вызывающих НАVs и способных продуцировать цианотоксины, концентрации которых обратно пропорциональны индексу $[\text{NO}_3^-]: [\text{NH}_4^+]$. Было пока-

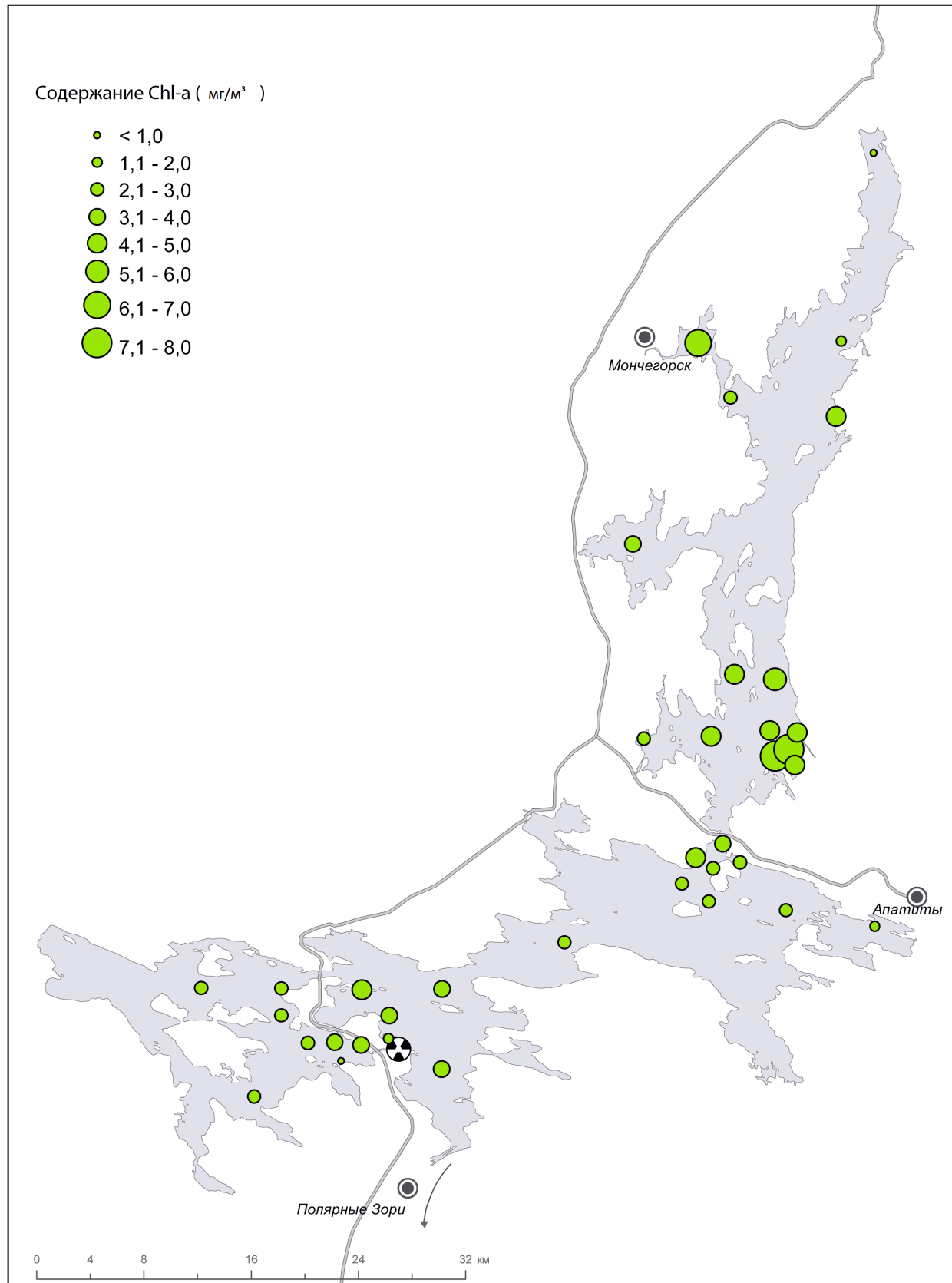


Рис. 10. Пространственное распределение показателей содержания Chl-a (мг/л) в водах оз. Имандра

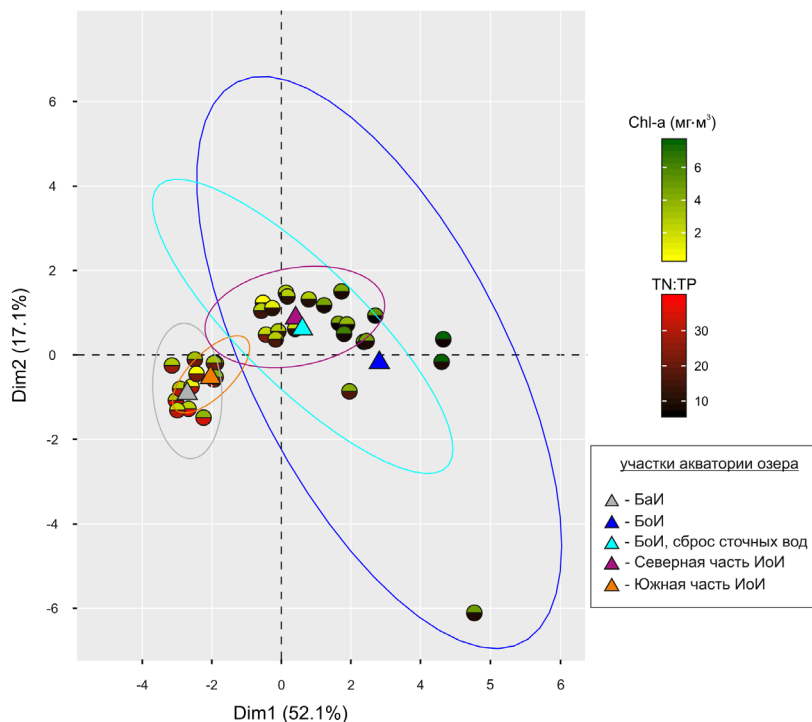


Рис. 11. PCA-анализ показателей содержания БГЭ и Chl-a (А) и индивидуальны вклад отдельных форм N, P при формировании пространственного положения точек в системе ортогональной проекции двух подпространств меньшей размерности (Б): А) овалы соответствуют границам доверительных эллипсоидов для совокупного значения гидрохимических показателей, принадлежащих к одному району отбора проб; центр эллипсоида соответствует медианным значениям для соответствующего района отбора проб; Б) размер и цвет окружности соответствуют значению, определяющему индивидуальны вклад отдельных гидрохимических параметров

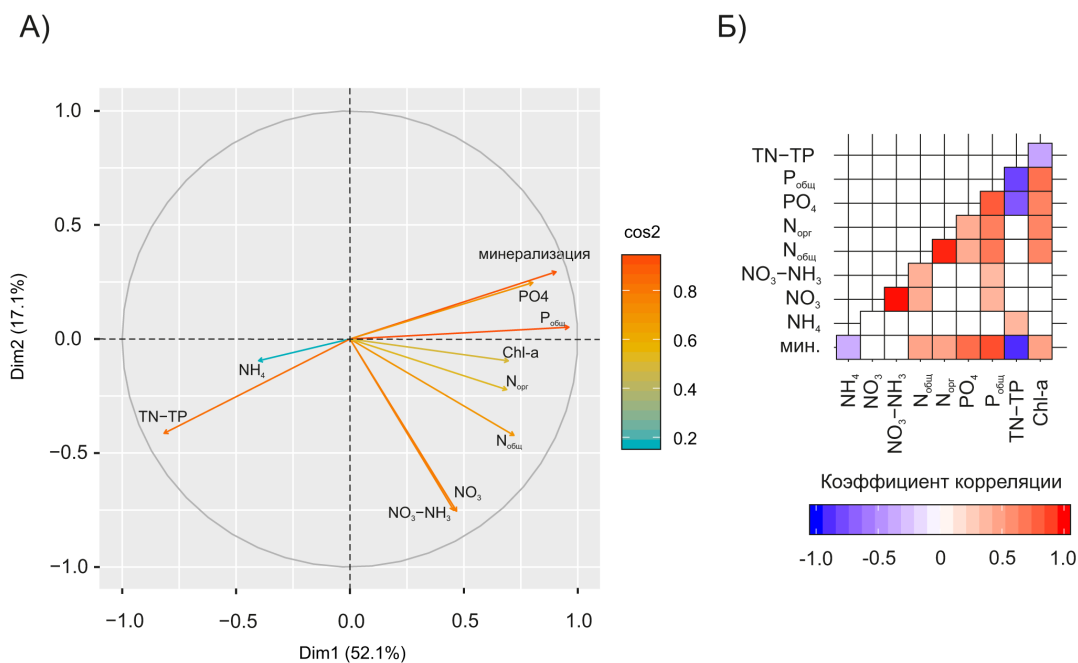


Рис. 12. Тип и сила взаимных связей между гидрохимическими показателями и концентрацией Chl-a, спроецированные на выбранные подпространства меньшей размерности (а), и коэффициенты корреляции Пирсона r для этих же параметров (б). Цветовая гамма соответствует характеру связи: голубой – полная отрицательная, красный – полная положительная. Приведены значения коэффициента корреляции Пирсона с уровнем значимости $P \geq 95\%$. Незначимые ячейки выделены белым

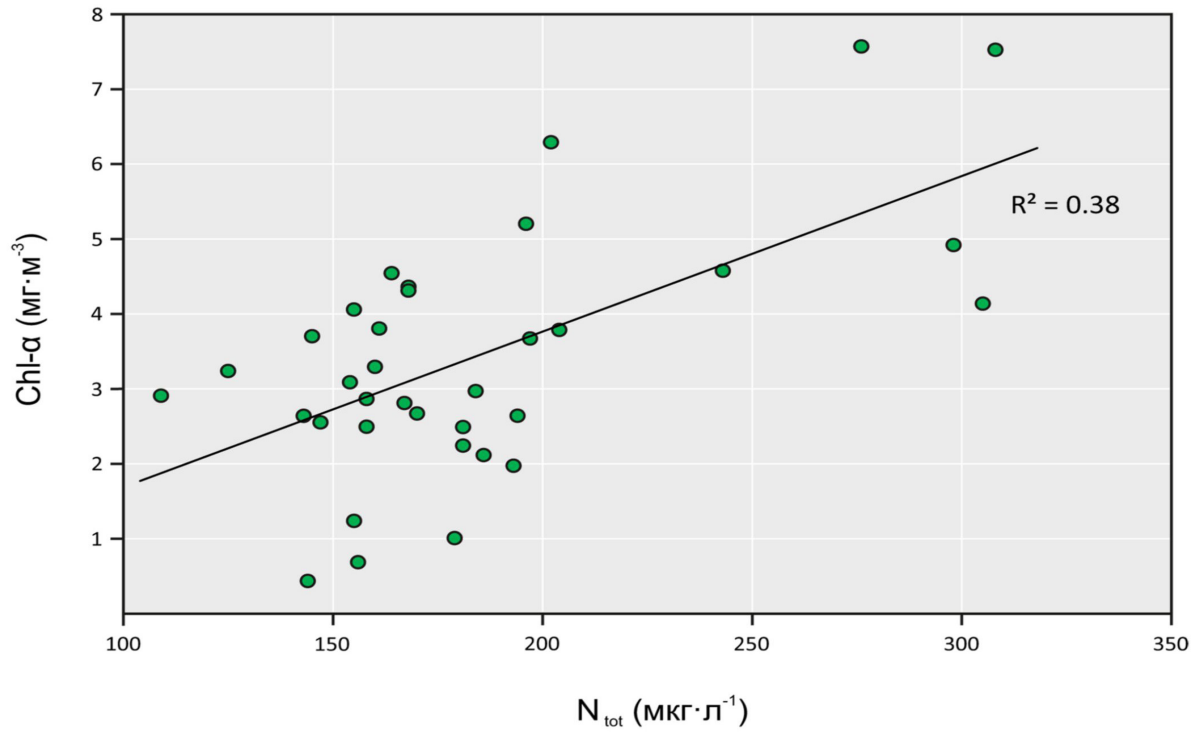


Рис. 13. Зависимость содержания Chl-a от N_{общ.} в водах оз. Имандра

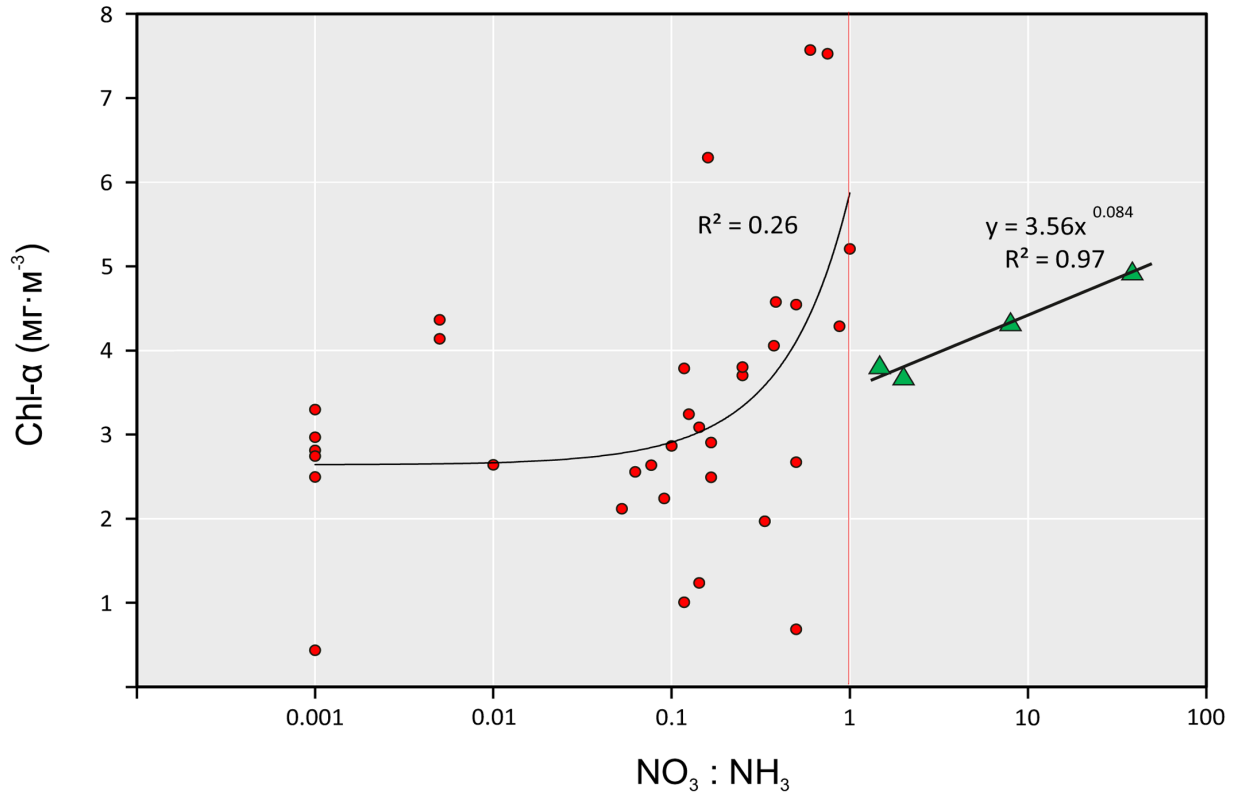


Рис. 14. Зависимость содержания Chl-a от индекса [NO₃⁻]:[NH₄⁺]

зано, что NO_3^- стимулирует рост *Microcystis aeruginosa*, но без увеличения продукции токсинов [87]. NH_4^+ способствует выработке токсина цианобактериями, и его высокие концентрации необходимы для экспрессии генов продукции токсина [66, 67].

Степень стимуляции/подавления роста фитопланктона под влиянием NH_4^+ может варьировать в зависимости от концентрации и состава сообщества фитопланктона и факторов окружающей среды. В частности, она может зависеть от температуры, что будет проявляться в различные сезоны [88]. Было установлено [35], что увеличение $[\text{NH}_4^+]$ стимулирует рост зеленых водорослей и цианобактерий, но может подавлять диатомовые водоросли и динофлагелляты. Причем для зеленых водорослей NH_4^+ был явно предпочтительным, но и NO_3^- также ими использовался при сильном ограничении по N (<20 мкМ). Цианобактерии предпочитали в качестве источника N только NH_4^+ . Диатомеи демонстрируют увеличение роста при возрастании содержания NO_3^- [43, 44]. Доступность N также играет ключевую роль в цветении динофлагеллят и выработку ими токсинов, причем наиболее эффективно увеличивали концентрацию внутриклеточного токсина ионы NH_4^+ , и за ними по силе эффекта следовали $\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$ и NO_3^- , то есть популяции, растущие в среде с высокой концентрацией NH_4^+ , могут быть более токсичными, чем популяции, растущие на NO_3^- или $\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$ [56]. Поэтому при развитии динофлагеллят в БОИ и ЙОИ высока вероятность проявления их токсичных свойств.

Таким образом, наиболее важными источниками N для роста фитопланктона являются NO_3^- и NH_4^+ . Дифференцированная утилизация неорганических азотистых соединений фитопланктоном может оказывать существенное влияние на первичную продуктивность и изменение их соотношения в локальных масштабах [35]. Для оз. Имандра слабо выражена зависимость содержания Chl-a от индекса $[\text{NO}_3^-]:[\text{NH}_4^+]$ при его значениях <1 и выраженная линейная зависимость при доминировании NO_3^- (рис. 14). Вместе с тем, именно при $0,1 < [\text{NO}_3^-]:[\text{NH}_4^+] <$ наблюдаются наибольшие значения Chl-a, и в целом по оз. Имандра случаев доминирования NH_4^+ намного больше.

Сообщалось [45, 51], что поскольку окисленные (NO_3^-) и восстановленные (NH_4^+) формы N имеют различные, в зависимости от таксона, скорости ассимиляции и связанные с ними энергетические затраты в клеточном метаболизме, соотношение $[\text{NO}_3^-]:[\text{NH}_4^+]$ может вызывать изменения в структуре сообщества фитопланктона. При этом снижение значений индексов N:P и $[\text{NO}_3^-]:[\text{NH}_4^+]$ потенциально может создать условия, способствующие НАВs, вызываемых цианобактериями, и повышению содержанию токсинов в воде. Отдельные таксоны демонстрируют высокую вариабельность индивидуальных ответов на измене-

ния соотношений N:P, и поэтому цианобактерии не следует рассматривать в качестве единой группы при оценках потенциальных последствий изменений нагрузки БГЭ на структуру сообщества фитопланктона. Вероятно, доминирование NH_4^+ над NO_3^- в плесах БОИ и ЙОИ является решающим фактором, определяющим динамику цианобактериальных НАВs.

Наши результаты показывают, что корреляция содержания Chl-a с $P_{\text{общ.}}$ более значима, чем с $N_{\text{общ.}}$ (рис. 12). При этом кривая тренда для оз. Имандра несколько отличается от прогностической кривой, рассчитанной по модели Джонса и Бахмана [54] для существующих значений $P_{\text{общ.}}$ (рис. 15). Эта модель исходит из того, что первичную продукцию в водоемах лимитирует P и хорошо предсказывает содержание Chl-a в озерах умеренных широт при низких концентрациях $P_{\text{общ.}}$ (2–50 мкг/л). Однако она завышает Chl-a при высоких значениях $P_{\text{общ.}}$ (50–1000 мкг/л) [38, 59]. Все исследованные районы оз. Имандра, за исключением зоны непосредственного влияния стоков ОАО «Апатит», относятся к категории «низкий уровень фосфора». Но даже при таких уровнях мы наблюдаем, что при $P_{\text{общ.}} < 17$ мкг/л содержание Chl-a выше предсказанного, но при $P_{\text{общ.}} > 17$ мкг/л оно, как правило, ниже. В умеренных широтах подобное наблюдается при значительно более высоких уровнях $P_{\text{общ.}}$ (50–1000 мкг/л). Этот эффект можно объяснить зависимостью содержания Chl-a не только от концентраций $P_{\text{общ.}}$, но и от других физических (температура, стратификация, турбулентность, освещенность и др.), химических (содержание N и его форм, других БГЭ) и биотических (видовое разнообразие продуцентов, адаптации и видовая специфичность к различным факторам, межвидовые отношения, включая пресс консументов и др.) факторов.

Анализ зависимости содержания Chl-a от $N_{\text{общ.}}$ и $P_{\text{общ.}}$ (рис. 16) показывает, что хотя Chl-a коварирует как с $N_{\text{общ.}}$, так и с $P_{\text{общ.}}$, при $P_{\text{общ.}} > 17$ мкг/л существует высокая вероятность развития НАВs в степени, определяемой другими взаимосвязанными факторами (содержание N, формы нахождения БГЭ, индекс N:P, температура и др.). Согласно [48], при $P_{\text{общ.}} > 0,62$ мкмоль/л (19,2 мкг/л) в озерах не наблюдается дефицит P.

При таких значениях полученная нами кривая зависимости содержания Chl-a от $P_{\text{общ.}}$ существенно отстает от теоретической кривой роста (рис. 15). Рост содержания Chl-a в этих условиях будет лимитироваться содержанием $N_{\text{общ.}}$, и при $N_{\text{общ.}} > 180$ мкг/л будет наблюдаться взрывной рост Chl-a по мере роста концентрации $P_{\text{общ.}}$. Полученные результаты совпадают с выводами [38] о том, что $N_{\text{общ.}}$ оказывает незначительное влияние на Chl-a при низком $P_{\text{общ.}}$, но оказывает все более сильное влияние в озерах, богатых $P_{\text{общ.}}$. Однако применительно к арктическим водоемам это происходит при более низких уровнях. Этим можно

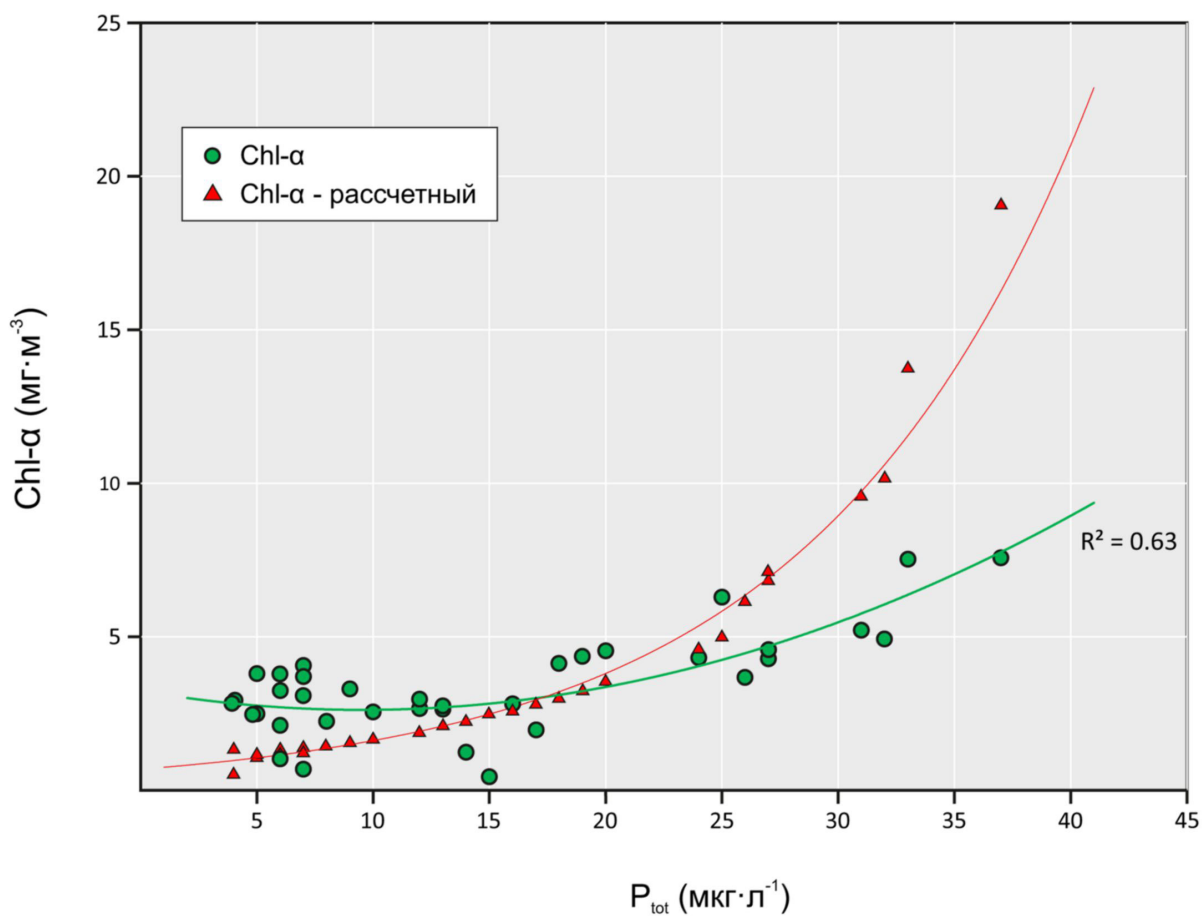


Рис. 15. Зависимость содержания Chl-a от $P_{\text{общ}}$ в водах оз. Имандра (зеленая линия) и теоретическая кривая, рассчитанная по модели Джонса и Бахмана [54] (красная линия)

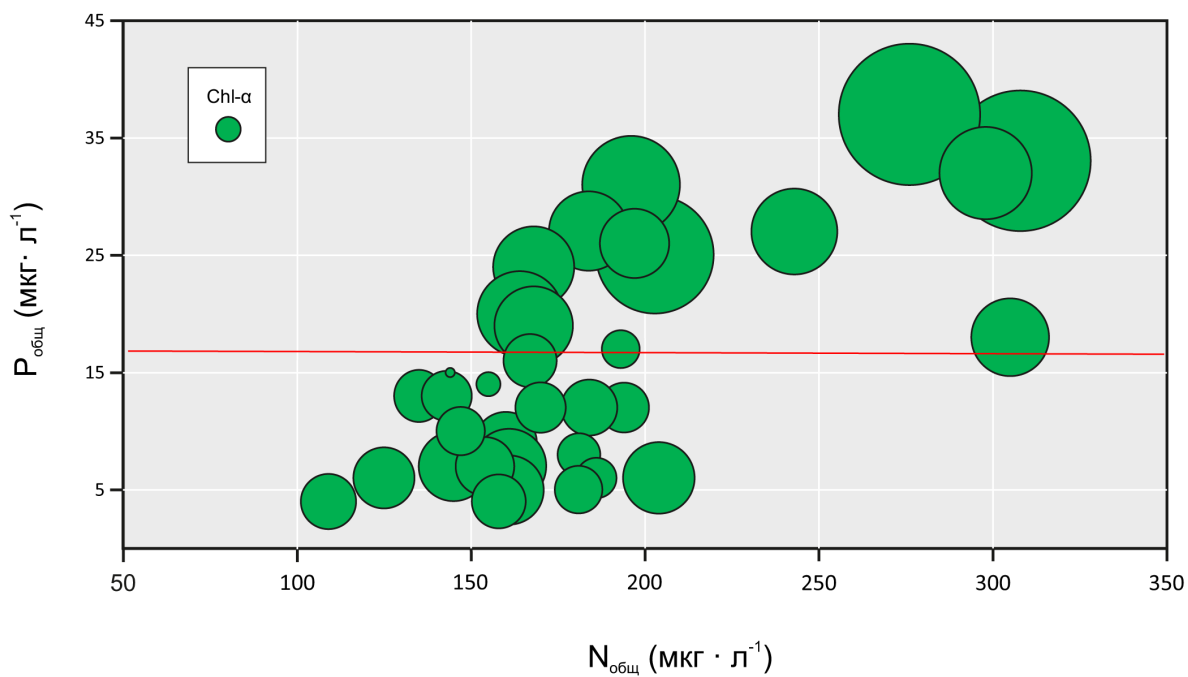


Рис. 16. Зависимость содержания Chl-a (диаметр окружности) от уровней $N_{\text{общ}}$ и $P_{\text{общ}}$ в водах оз. Имандра в летний период и предлагаемый критический уровень содержания $P_{\text{общ}}$ (красная линия)

объяснить низкую продуктивность БаИ ($P_{\text{общ.}}$ в среднем 5,7 мкг/л), выраженное лимитирование со стороны N в БоИ ($P_{\text{общ.}}$ в среднем 36,0 мкг/л) и промежуточное состояние в северной части ЙоИ ($P_{\text{общ.}}$ в среднем 15,7 мкг/л), когда оба этих элемента могут оказываться в дефиците в процессе развития НАVs.

Индикаторная роль индекса N:P также велика. Его использование значительно улучшает прогноз содержания Chl-a при больших градиентах концентраций этих элементов в водоеме и служит основой прогностической классификации озер относительно возможного развития НАVs [94]. При индексе N:P > 29 в эпилимнетическом слое встречаемость цианобактерий невелика, а при более низких величинах этого соотношения они доминируют [84]. Но уже при N:P < 30 в воде обнаруживаются токсины цианобактерий [51]. Различный характер пространственного распределения основных БГЭ по акватории оз. Имандра определяет вариабельность индекса N:P. В основном его динамика определяется изменчивостью содержания $P_{\text{общ.}}$. При N:P < 9,8 можно прогнозировать рост концентраций Chl-a с одновременным возрастанием $N_{\text{общ.}}$ до >150 мкг/л (рис. 17). Однако случаи N:P < 5 нами не наблюдались.

Современные данные убедительно подтверждают совместное лимитирование со стороны N и P первичной продуктивности в большинстве озер и синергетические реакции фитопланктона на двойное (N + P) обогащение вод ими [67, 78]. Считают, что оптимальные величины N:P близки к 16:1 (отношение Редфилда [71]), при них в клетках водорослей поддерживаются минимальные квоты N и P [43]. Также считается, что при N:P < 9 строго лимитирующим элементом является N, а при N:P > 23 лимитирует P [48].

На основании предложенных в [67] представлениях о совместной роли N и P в развитии НАVs можно предполагать, что при N:P < 9 развитие фитопланктона будет строго лимитировано со стороны N, если поступление N (внешние и внутренние источники и азотфиксация) меньше его потребления/изъятия (денитрификация, ассимиляция и включение в долговременные циклы). Если поступление N и его потребление/изъятие примерно равны, рост фитопланктона либо ограничен со стороны N, либо демонстрирует сбалансированный рост в зависимости от краткосрочных флюктуаций поступления N. Следует также учитывать, что в оз. Имандра большая часть N находится в органической форме, а содержание $[\text{NO}_3^-]$ часто доходит до нулевого. В этих условиях преимущество получают виды, способные либо накапливать N в клетках (например, диатомовые), либо способные к альтернативным путям компенсации дефицита N (например, биологическая фиксация N, гетеротрофия), что свойственно большинству видов, вызывающих НАVs. В то же время необходимо иметь в виду, что лимити-

рование по N, предполагаемое на основании индекса N:P, может быть следствием истощения N (истинное лимитирование по N) или увеличения P без соответствующего уменьшения N [43]. Этим, вероятно, можно объяснить наблюдаемые максимальные значения Chl-a, наблюдаемые при N:P < 9 (рис. 17).

Анализ многолетней динамики баланса N относительно P для первичных продуцентов, рассчитанного по [78], показывает, что он преимущественно находится в отрицательной зоне и демонстрирует для оз. Имандра дефицит N, что лимитирует рост продуцентов (рис. 18).

Анализ многолетней динамики индекса N:P оз. Имандра также показывает, что значительное время он находится в диапазоне лимитирования со стороны N, и P не препятствует развитию НАVs (рис. 19).

Считается, что хотя индексы N:P могут дать полезную информацию, они не дают полного представления о доступности питательных веществ. Различные формы БГЭ могут иметь видоспецифичную доступность, что позволяет отдельным видам процветать в условиях, где соотношение N:P не в пропорции Редфилда [43]. При этом велико значение соотношения форм основных БГЭ. В БаИ при средних значениях $P_{\text{общ.}} = 5,7$ мкг/л и при доминировании NO_3^- среди минеральных форм N большие значения индекса N:P определяют большие значения Chl-a, что демонстрирует лимитирующую роль P. В то же время в основной части акватории оз. Имандра, для которой характерно доминирование NH_4^+ , при $P_{\text{общ.}} > 7$ мкг/л и N:P < 20 наблюдается лимитирование со стороны NO_3^- .

Если исходить из полученных эмпирических моделей, развитию НАVs в оз. Имандра будет способствовать $[\text{NO}_3^-] > 2,5$ мкг/л при $[\text{PO}_4^{3-}] > 3,1$ мкг/л. При этом индекс N:P должен быть < 9,7 (рис. 20). При $[\text{NO}_3^-] < 2,5$ мкг/л увеличение $P_{\text{общ.}}$ не ведет к быстрому увеличению содержания Chl-a даже при высоких уровнях $N_{\text{общ.}}$ и NH_4^+ , несмотря на теоретические преимущества последнего в азотном обмене с энергетической точки зрения.

Заключение

Изучение взаимозависимостей между содержанием N, P и Chl-a в поверхностном горизонте водных масс оз. Имандра в середине лета на основании их пространственного распределения позволяет сделать следующие выводы.

1. Сложная пространственная структура водоема, выраженные стоковые течения и мощные точечные антропогенные источники биогенных элементов создают условия для их градиентного распределения по акватории, что свидетельствует о быстром вовлечении аллохтонных БГЭ во внутриводоемные биогеохимические циклы.

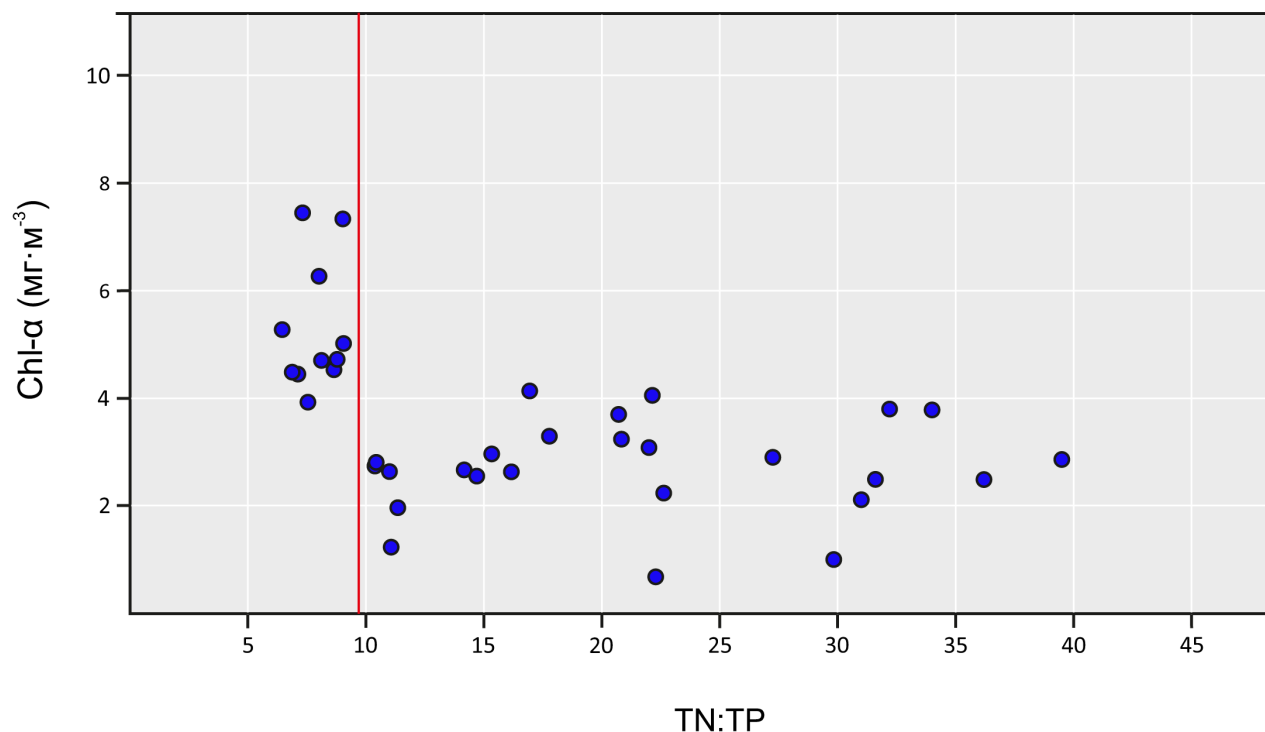


Рис. 17. Зависимость содержания Chl-a от индекса N:P в водах оз. Имандра в летний период и предлагаемый критический уровень индекса (красная линия)

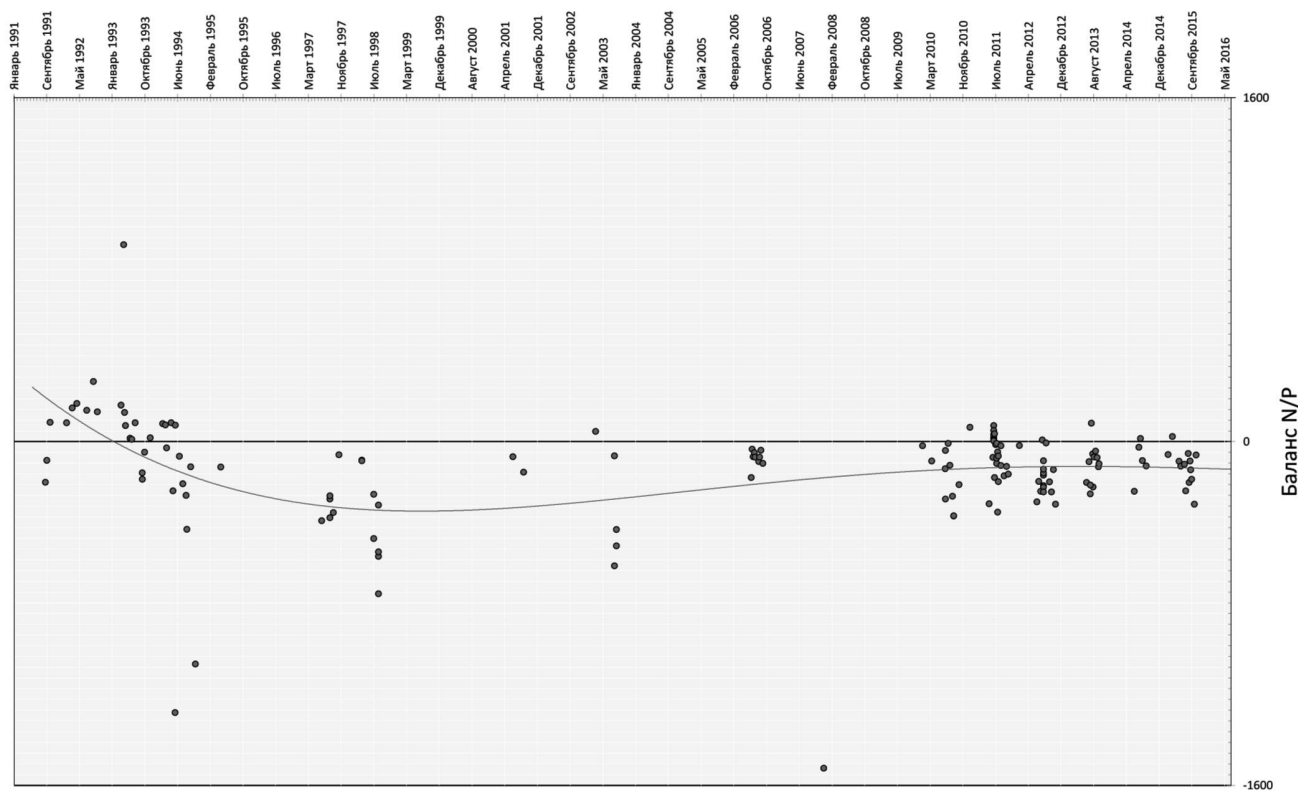


Рис. 18. Многолетняя динамика баланса N относительно P для первичных продуцентов по [78] в поверхностном горизонте вод Йюкостровской Имандры

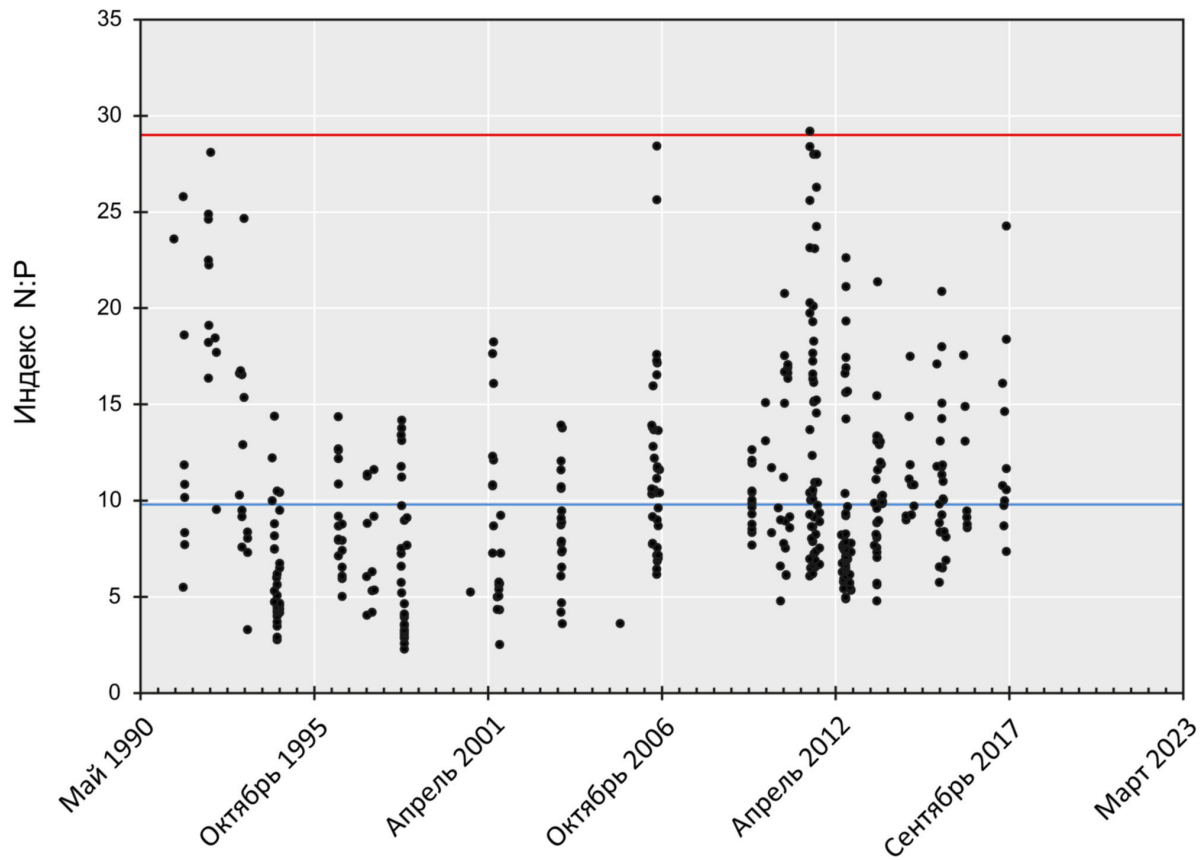


Рис. 19. Многолетняя динамика индекса N:P (вся Имандра)

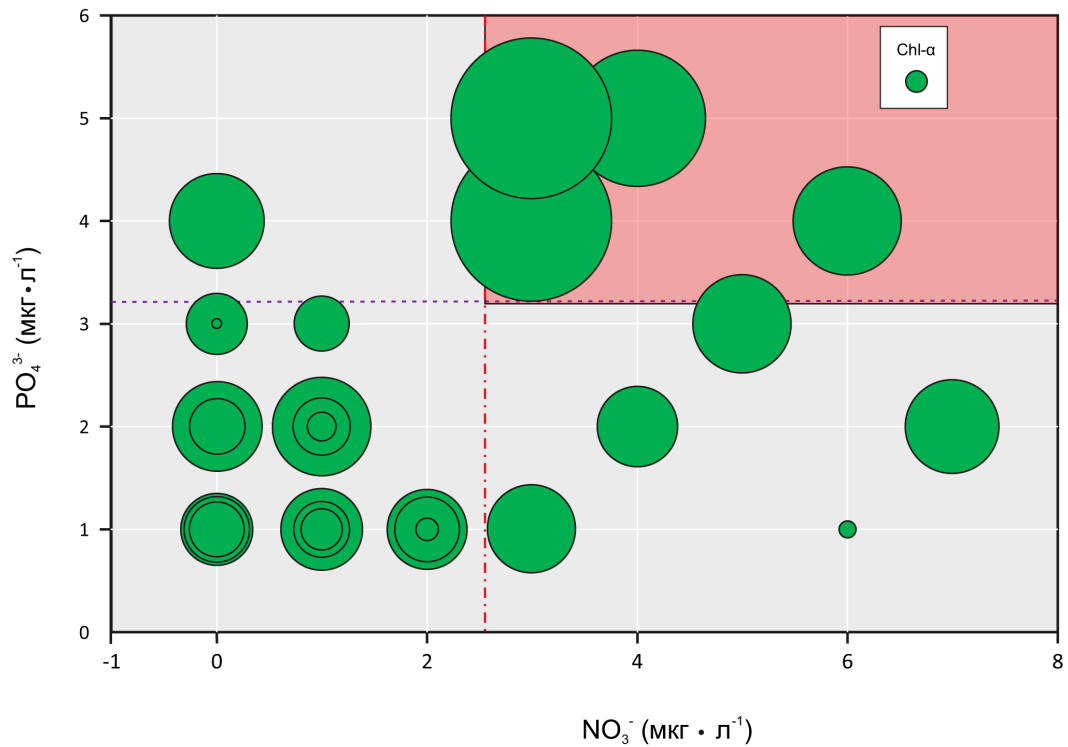


Рис. 20. Зависимость содержания Chl-a от концентраций ионов NO_3^- и PO_4^{3-} в водах оз. Имандра в летний период (диаметр окружности – значение Chl-a) и предлагаемая зона критических уровней этих показателей (красная заливка)

2. НАVs в арктическом оз. Имандра происходят при значительно более низких содержаниях $P_{\text{общ.}}$ и $N_{\text{общ.}}$ по сравнению с более южными регионами, но превышающих фоновые уровни.

3. Развитие НАVs в оз. Имандра определяется динамикой содержания минеральных форм N и P.

4. Для большей части акватории оз. Имандра характерно нахождение значительной части N в органической форме и дефицит $[\text{NO}_3^-]$ на фоне преобладания $[\text{NH}_4^+]$ среди его минеральных форм, что создает условия для доминирования цианобактерий и успешного развития зеленых водорослей.

5. В результате исследования установлены критические уровни концентраций соединений N и P, позволяющие прогнозировать развитие НАVs в оз. Имандра:

– $P_{\text{общ.}} < 17$ мкг/л и $N_{\text{общ.}} < 150$ мкг/л лимитируют развитие НАVs.

– При $P_{\text{общ.}} > 17$ мкг/л P не является лимитирующим элементом, и при $N_{\text{общ.}} > 180$ мкг/л существует высокая вероятность развития НАVs по мере роста $P_{\text{общ.}}$.

– Развитию НАVs в оз. Имандра будут способствовать $[\text{NO}_3^-] > 2,5$ мкг/л при $[\text{PO}_4^{3-}] > 3,1$ мкг/л. При этом индекс N:P должен иметь значения $< 9,7$.

– При $[\text{NO}_3^-] < 2,5$ мкг/л увеличение $P_{\text{общ.}}$ не ведет к быстрому увеличению содержания Chl-a даже при высоких уровнях $N_{\text{общ.}}$ и $[\text{NH}_4^+]$.

– При $5 < \text{N:P} < 9,8$ можно прогнозировать рост уровня Chl-a при одновременном возрастании $N_{\text{общ.}}$ до > 150 мкг/л.

– При $0,1 < [\text{NO}_3^-]:[\text{NH}_4^+] < 1$ существует высокая вероятность развития цианобактерий, вызывающих НАVs.

Благодарности

Авторы благодарят сотрудников лаборатории водных экосистем ИППЭС КНЦ РАН за выполнение полевых работ и химических анализов и особенно О.В. Петрову за подготовку карт.

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ (проект 18-05-60125 «Крупные озера Арктики в условиях глобальных и региональных изменений окружающей среды и климата») в рамках проекта 0226-2019-0045 программы ФНИ государственных академий наук.

Литература

Список русскоязычной литературы

1. Денисов Д, Кашулин Н. Цианопрокариоты в составе планктона озера Имандра (Кольский полуостров). Труды Кольского научного центра РАН. 2014;4(7):40-57.
2. Денисов ДБ, Кашулин НА. Современное состояние водорослевых сообществ планктона в зоне влияния Кольской АЭС (оз. Имандра). Труды Кольского научного центра РАН. 2013;3(3):68-93.
3. Кашулин Н, Даувальтер В, Денисов Д, Валькова С, Вандыш О, Терентьев П. Комплексные исследования пресноводных экосистем Фенноскандии. Труды Кольского научного центра РАН. 2018;9(6):34-86.
4. Кашулин Н, Даувальтер В, Котельников В. Поверхностные воды Евро-Арктического региона в условиях глобальных изменений климата. Анализ, прогноз и управление природными рисками с учетом глобального изменения климата. ГЕОРИСК-2018; 2018.
5. Кашулин НА, Беккелунд А, Даувальтер ВА, Петрова ОВ. Апатитовое горно-обогатительное производство и эвтрофирование арктического озера Имандра. Арктика: экология и экономика. 2019(3):16-34.
6. Моисеенко Т, Даувальтер В, Лукин А, Кудрявцева Л и соавт. Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра. М.: Наука; 2002.
7. Никаноров А. Гидрохимия. СПб.: Гидрометеопиздат; 2001.
8. Росэнергоатом. Отчет об экологической безопасности за 2018 год: Кольская АЭС. <https://rosatom.ru/upload/iblock/d68/d68934ec26c9a5d00078147b911cf8ba.pdf>
9. Патова Е. Цианопрокариоты, вызывающие «цветение» воды в Харбейских озерах Большеземельской тундры. Журнал Сибирского федерального университета Сер. биол. 2014;7(3):282-90.
10. Елшин ЮА, Куприянов ВВ, ред. Ресурсы поверхностных вод СССР. Том 1. Кольский полуостров. Л.: Гидрометиздательство; 1970.
11. Терентьев П, Кашулин Н, Зубова Е. Роль европейской корюшки *Osmerus eperlanus* (Linnaeus) в структуре ихтиофауны бассейна оз. Имандра (Мурманская область). Труды Зоологического института РАН. 2017;321(2):228-43.
12. Терентьева ИА, Кашулин НА, Денисов ДБ. Оценка трофического статуса субарктического озера Имандра. Вестник Мурманского государственного технического университета. 2017;20(1-2):197-204.

13. Шаров АН. Фитопланктон холодноводных озерных экосистем под влиянием природных и антропогенных факторов. Автореф дисс. ... докт. биол. наук. СПб.; 2020.

Общий список литературы/Reference List

1. Denisov D, Kashulin N. [Cyanoprokaryotes in the plankton of Lake Imandra (Kola Peninsula)]. *Trudy Kol'skogo Nauchnogo Tsentra RAN*. 201;4(7):40-57. (In Russ.)
2. Denisov DB, Kashulin NA. [The current state of algal plankton communities in the zone of influence of the Kola NPP (Lake Imandra)]. *Trudy Kol'skogo nauchnogo tsentra RAN*. 2013;3(3):68-93. (In Russ.)
3. Kashulin N, Dauval'ter V, Denisov D, Val'kova S, Vandysh O, Terent'yev P et al. [Comprehensive studies of freshwater ecosystems of Fennoscandia]. *Trudy Kol'skogo nauchnogo tsentra RAN*. 2018;9(6):34-86. (In Russ.)
4. Kashulin N, Dauval'ter V, Kotel'nikov V. [Surface waters of the Euro-Arctic region under conditions of global climate change. analysis, forecast and natural risk management taking into account the global change of climate]. "GEORISK-2018"; 2018. (In Russ.)
5. Kashulin NA, Bekkelund A, Dauval'ter VA, Petrova OV. [Apatite mining and enrichment production and eutrophication of the arch of the Imandra lake]. *Arktika: ekologiya i ekonomika*. 2019(3):16-34. (In Russ.)
6. Moiseyenko T, Dauval'ter V, Lukin A, Kudryavtseva L, Ilyashuk B, Ilyashuk Ye, et al. *Antropogennye Modifikatsii Ekosistemy Ozera Imandra. [Anthropogenic Modifications of the Ecosystem of the Lake Imandra]*: Moscow: Nauka; 2002. (In Russ.)
7. Nikanorov A. *Gidrokimiya. [Hydrochemistry]*. Saint Petersburg: Gidrometeoizdat; 2001. (In Russ.)
8. Rosenergoatom. *Otchet ob Ekologicheskoy Bezopasnosti za 2018 god: Kolskaya AES. [Environmental Safety Report for 2018: Kolskaya Nuclear Power Plant]*. <https://rosatom.ru/upload/iblock/d68/d68934ec26c9a5d00078147b911cf8ba.pdf> (In Russ.)
9. Patova Ye. [Cyanoprokaryotes causing water "bloom" in Harbey lakes of Bolshezemelskaya tundra]. *Zhurnal Sibirskogo Federalnogo Universiteta Biologiya*. 2014;7(3):282-90. (In Russ.)
10. Yelshin YuA, Kupriyanov VV, Eds. *Resursy Poverkhnostnykh Vod SSSR. Tom 1. Kolskiy Poluostrov. [Resources of Surface Waters of the USSR. Volume 1 Kola Peninsula]*. Leningrad: Gidrometizdatel'stvo; 1970. (In Russ.)
11. Terentyev P, Kashulin N, Zubova Ye. [Role of the European smelt *Osmerus eperlanus* (Linnaeus) in the structure of ichthyofauna of Lake Imandra basin. (Murmansk region)]. *Trudy Zoologicheskogo Instituta RAN*. 2017;321(2):228-43. (In Russ.)
12. Terentyeva IA, Kashulin NA, Denisov DB. [Assessment of the trophic status of the subarctic lake Imandra]. *Vestnik Murmanskogo Gosudarstvennogo Tekhnicheskogo Universiteta*. 2017;20(1-2):197-204. (In Russ.)
13. Sharov AN. [Phytoplankton of cold-water lake ecosystems under influence of natural and anthropogenic factors]. PhD Theses. Saint Petersburg; 2020. (In Russ.)
14. Abell JM, Özkundakci D, Hamilton DP, Jones JR. Latitudinal variation in nutrient stoichiometry and chlorophyll-nutrient relationships in lakes: a global study. *Fundamental and Applied Limnology. Arch für Hydrobiologie*. 2012;181(1):1-14.
15. Anderson DM, Cembella AD, Hallegraeff GM. Progress in understanding harmful algal blooms: paradigm shifts and new technologies for research, monitoring, and management. *Annu Rev Marine Sciee*. 2012;4:143-76.
16. Balakrishnan N. *Methods and Applications of Statistics in the Life and Health Sciences*. John Wiley & Sons; 2009.
17. Beall B, Twiss M, Smith D, Oyserman B, Rozmarynowycz M, Binding C, et al. Ice cover extent drives phytoplankton and bacterial community structure in a large north-temperate lake: implications for a warming climate. *Environ Microbiol*. 2016;18(6):1704-19.
18. Beaver JR, Tausz CE, Scotese KC, Pollard AI, Mitchell RM. Environmental factors influencing the quantitative distribution of microcystin and common potentially toxigenic cyanobacteria in US lakes and reservoirs. *Harmful Algae*. 2018;78:118-28.
19. Berges JA, Jiang Y, Sterner RW, Bullerjahn GS, Ivanikova NA, McKay RM. Identification of factors constraining nitrate assimilation in Lake Superior, Laurentian Great Lakes. *Hydrobiologia*. 2014;731(1):81-94.
20. Beversdorf LJ, Chaston SD, Miller TR, McMahon KD. Microcystin *mcyA* and *mcyE* gene abundances are not appropriate indicators of microcystin concentrations in lakes. *PLoS One*. 2015;10(5).
21. Beversdorf LJ, Miller TR, McMahon KD. Long-term monitoring reveals carbon-nitrogen metabolism key to microcystin production in eutrophic lakes. *Front Microbiol*. 2015;6:456.
22. Broberg O, Persson G. Particulate and dissolved phosphorus forms in freshwater: composition and analysis. *Hydrobiologia*. 1988;170(1):61-90.

23. Brooks BW, Grover JP, Roelke DL. *Prymnesium parvum*: an emerging threat to inland waters. *Environ Toxicol Chem*. 2011;30(9):1955-64.
24. Brooks BW, Lazorchak JM, Howard MD, Johnson MVV, Morton SL, Perkins DA, et al. Are harmful algal blooms becoming the greatest inland water quality threat to public health and aquatic ecosystems? *Environ Toxicol Chem*. 2016;35(1):6-13.
25. Bullerjahn GS, McKay RM, Davis TW, Baker DB, Boyer GL, D'Anglada LV, et al. Global solutions to regional problems: Collecting global expertise to address the problem of harmful cyanobacterial blooms. A Lake Erie case study. *Harmful Algae*. 2016;54:223-38.
26. Canavan R, Slomp C. Phosphorus cycling in the sediment of a coastal freshwater lake and response to salinization. In: *Biogeochemical Cycling of Nutrients and Trace Metals in the Sediment of Haringvliet Lake: Response to Salinization*; 2006. P. 95-113.
27. Carmichael WW, Boyer GL. Health impacts from cyanobacteria harmful algae blooms: Implications for the North American Great Lakes. *Harmful Algae*. 2016;54:194-212.
28. Carpenter SR, Cole JJ, Pace ML, Batt R, Brock W, Cline T, et al. Early warnings of regime shifts: a whole-ecosystem experiment. *Science*. 2011;332(6033):1079-82.
29. Conroy JD, Edwards WJ, Pontius RA, Kane DD, Zhang H, Shea JF, et al. Soluble nitrogen and phosphorus excretion of exotic freshwater mussels (*Dreissena* spp.): potential impacts for nutrient remineralisation in western Lake Erie. *Freshwater Biol*. 2005;50(7):1146-62.
30. Conroy JD, Kane DD, Dolan DM, Edwards WJ, Charlton MN, Culver DA. Temporal trends in Lake Erie plankton biomass: roles of external phosphorus loading and dreissenid mussels. *J Great Lakes Res*. 2005;31(Suppl 2):89-110.
31. Dauvalter V, Kashulin N. Assessment of the ecological state of the Arctic Freshwater system based on concentrations of heavy metals in the bottom sediments. *Geochem Internat*. 2018;56(8):842-56.
32. Dauvalter VA, Kashulin NA. Mercury pollution of Lake Imandra sediments, the Murmansk Region, Russia. *Int J Environ Res*. 2018;12(6):939-53.
33. Davis TW, Gobler CJ. Preface for Special Issue on "Global expansion of harmful cyanobacterial blooms: Diversity, ecology, causes, and controls". *Harmful Algae*. 2016;100(54):1-3.
34. Determination of Photosynthetic Pigments in Seawater. UNESCO; 1966.
35. Domingues RB, Anselmo TP, Barbosa AB, Sommer U, Galvão HM. Nutrient limitation of phytoplankton growth in the freshwater tidal zone of a turbid, Mediterranean estuary. *Estuarine Coastal Shelf Sci*. 2011;91(2):282-97.
36. Donald DB, Bogard MJ, Finlay K, Leavitt PR. Comparative effects of urea, ammonium, and nitrate on phytoplankton abundance, community composition, and toxicity in hypereutrophic freshwaters. *Limnol Oceanogr*. 2011;56(6):2161-75.
37. Duval S, Danyal K, Shaw S, Lytle AK, Dean DR, Hoffman BM, et al. Electron transfer precedes ATP hydrolysis during nitrogenase catalysis. *Proc Natl Acad Sci USA*. 2013;110(41):16414-9.
38. Filstrup CT, Downing JA. Relationship of chlorophyll to phosphorus and nitrogen in nutrient-rich lakes. *Inland Waters*. 2017;7(4):385-400.
39. Finlay K, Patoine A, Donald DB, Bogard MJ, Leavitt PR. Experimental evidence that pollution with urea can degrade water quality in phosphorus-rich lakes of the Northern Great Plains. *Limnol Oceanogr*. 2010;55(3):1213-30.
40. Glibert P, Burkholder J. The complex relationships between increases in fertilization of the earth, coastal eutrophication and proliferation of harmful algal blooms. In: *Ecology of Harmful Algae*: Springer; 2006. P. 341-54.
41. Glibert P, Legend C. The diverse nutrient strategies of harmful algae: focus on osmotrophy. In: *Ecology of Harmful Algae*: Springer; 2006. P. 163-75.
42. Glibert PM, Burkholder JM, Parrow MW, Lewitus AJ, Gustafson DE. Direct uptake of nitrogen by *Pfiesteria piscicida* and *Pfiesteria shumwayae*, and nitrogen nutritional preferences. *Harmful Algae*. 2006;5(4):380-94.
43. Glibert PM, Burkholder JM. Harmful algal blooms and eutrophication: "strategies" for nutrient uptake and growth outside the Redfield comfort zone. *Chinese J Oceanol Limnol*. 2011;29(4):724-38.
44. Glibert PM, Fullerton D, Burkholder JM, Cornwell JC, Kana TM. Ecological stoichiometry, biogeochemical cycling, invasive species, and aquatic food webs: San Francisco Estuary and comparative systems. *Rev Fisheries Sci*. 2011;19(4):358-417.
45. Glibert PM, Wilkerson FP, Dugdale RC, Raven JA, Dupont CL, Leavitt PR, et al. Pluses and minuses of ammonium and nitrate uptake and assimilation by phytoplankton and implications for productivity and community composition, with emphasis on nitrogen-enriched conditions. *Limnol Oceanogr*. 2016;61(1):165-97.
46. Glibert PM. Harmful algae at the complex nexus of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*. 2020;91:101583.

47. Gobler CJ, Burkholder JM, Davis TW, Harke MJ, Johengen T, Stow CA, et al. The dual role of nitrogen supply in controlling the growth and toxicity of cyanobacterial blooms. *Harmful Algae*. 2016;54:87-97.
48. Guildford SJ, Hecky RE. Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: is there a common relationship? *Limnol Oceanogr*. 2000;45(6):1213-23.
49. Håkanson L, Jansson M. *Principles of Lake Sedimentology*. Berlin: Springer-Verlag; 1983.
50. Harke MJ, Steffen MM, Gobler CJ, Otten TG, Wilhelm SW, Wood SA, et al. A review of the global ecology, genomics, and biogeography of the toxic cyanobacterium, *Microcystis* spp. *Harmful Algae*. 2016;54:4-20.
51. Harris TD, Smith VH, Graham JL, Van de Waal DB, Tedesco LP, Clercin N. Combined effects of nitrogen to phosphorus and nitrate to ammonia ratios on cyanobacterial metabolite concentrations in eutrophic Midwestern USA reservoirs. *Inland Waters*. 2016;6(2):199-210.
52. Heisler J, Glibert PM, Burkholder JM, Anderson DM, Cochlan W, Dennison WC, et al. Eutrophication and harmful algal blooms: a scientific consensus. *Harmful Algae*. 2008;8(1):3-13.
53. Humbert S, Tarnawski S, Fromin N, Mallet M-P, Aragno M, Zopfi J. Molecular detection of anammox bacteria in terrestrial ecosystems: distribution and diversity. *ISME J*. 2010;4(3):450-4.
54. Jones JR, Bachmann RW. Prediction of phosphorus and chlorophyll levels in lakes. *J Water Pollut Contr Federat*. 1976;2176-82.
55. Kashulin NA, Dauvalter VA, Denisov DB, Valkova SA, Vandysh OI, Terentjev PM, et al. Selected aspects of the current state of freshwater resources in the Murmansk region, Russia. *J Environ Sci Health. Pt A. Toxic/Hazardous Substances Environ Engineer*. 2017;52(9):921-9.
56. Leong SCY, Murata A, Nagashima Y, Taguchi S. Variability in toxicity of the dinoflagellate *Alexandrium tamarense* in response to different nitrogen sources and concentrations. *Toxicon*. 2004;43(4):407-15.
57. Loken LC, Small GE, Finlay JC, Sterner RW, Stanley EH. Nitrogen cycling in a freshwater estuary. *Biogeochemistry*. 2016;127(2-3):199-216.
58. Matisoff G, Kaltenberg EM, Steely RL, Hummel SK, Seo J, Gibbons KJ, et al. Internal loading of phosphorus in western Lake Erie. *J Great Lakes Res*. 2016;42(4):775-88.
59. McCauley E, Downing JA, Watson S. Sigmoid relationships between nutrients and chlorophyll among lakes. *Can J Fisheries Aquat Sci*. 1989;46(7):1171-5.
60. Monchamp M-E, Pick FR, Beisner BE, Maranger R. Nitrogen forms influence microcystin concentration and composition via changes in cyanobacterial community structure. *PloS One*. 2014;9(1).
61. Nojavan F, Kreakie BJ, Hollister JW, Qian SS. Rethinking the lake trophic state index. *PeerJ*. 2019;7:e7936.
62. Nürnberg GK. Assessing internal phosphorus load—problems to be solved. *Lake Reservoir Manag*. 2009;25(4):419-32.
63. O’Neil J, Davis T, Burford M, Gobler C. The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae*. 2012;14:313-34.
64. Okolodkov YB. The global distributional patterns of toxic, bloom dinoflagellates recorded from the Eurasian Arctic. *Harmful Algae*. 2005;4(2):351-69.
65. Orihel DM, Schindler DW, Ballard NC, Graham MD, O’Connell DW, Wilson LR, et al. The “nutrient pump”: Iron-poor sediments fuel low nitrogen-to-phosphorus ratios and cyanobacterial blooms in polymictic lakes. *Limnol Oceanogr*. 2015;60(3):856-71.
66. Paerl HW, Gardner WS, Havens KE, Joyner AR, McCarthy MJ, Newell SE, et al. Mitigating cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic ecosystems impacted by climate change and anthropogenic nutrients. *Harmful Algae*. 2016;54:213-22.
67. Paerl HW, Scott JT, McCarthy MJ, Newell SE, Gardner WS, Havens KE, et al. It takes two to tango: When and where dual nutrient (N & P) reductions are needed to protect lakes and downstream ecosystems. *Environ Sci Technol*. 2016;50(20):10805-13.
68. Parparov A, Gal G, Hamilton DP, Kasprzak P, Ostapenia A. Water quality assessment, trophic classification and water resources management. *J Water Resource Protection* 2010;2:907-915.
69. R Development Core Team. *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing; 2011.
70. Rai H. *Methods involving the determination of photosynthetic pigments using spectrophotometry: With 4 figures and 9 tables in the text*. Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen. 1973;18(3):1864-75.
71. Redfield AC. The biological control of chemical factors in the environment. *Amer Sci*. 1958;46(3):230A-21.
72. Scheffer M, Carpenter SR. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends Ecol Evolut*. 2003;18(12):648-56.
73. Scheffer M, Straile D, van Nes EH, Houser H. Climatic warming causes regime shifts in lake food webs. *Limnol Oceanogr*. 2001;46(7):1780-3.

74. Schindler D. Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science*. 1977;195(4275):260-2.
75. Schindler DW, Carpenter SR, Chapra SC, Hecky RE, Orihel DM. Reducing Phosphorus to Curb Lake Eutrophication is a Success. ACS Publications; 2016.
76. Schindler DW, Hecky RE, Findlay D, Stainton M, Parker B, Paterson M, et al. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proc Natl Acad Sci*. 2008;105(32):11254-8.
77. Schubert CJ, Durisch-Kaiser E, Wehrli B, Thamdrup B, Lam P, Kuypers MM. Anaerobic ammonium oxidation in a tropical freshwater system (Lake Tanganyika). *Environ Microbiol*. 2006;8(10):1857-63.
78. Scott JT, McCarthy MJ, Paerl HW. Nitrogen transformations differentially affect nutrient-limited primary production in lakes of varying trophic state. *Limnol Oceanogr Lett*. 2019;4(4):96-104.
79. Smayda TJ, Reynolds CS. Community assembly in marine phytoplankton: application of recent models to harmful dinoflagellate blooms. *J Plankton Res*. 2001;23(5):447-61.
80. Smayda TJ, Reynolds CS. Strategies of marine dinoflagellate survival and some rules of assembly. *J Sea Res*. 2003;49(2):95-106.
81. Smayda TJ. Novel and Nuisance Phytoplankton Blooms in the Sea: Evidence for a Global Epidemic. RWS-North Sea Directorate; 1990.
82. Smayda TJ. What is a bloom? A commentary. *Limnol Oceanogr*. 1997;42(5, Pt 2):1132-6.
83. Smith VH. Effects of eutrophication on maximum algal biomass in lake and river ecosystems. *Inland Waters*. 2016;6(2):147-54.
84. Smith VH. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. *Science*. 1983;221(4611):669-71.
85. Sterner RW, Anagnostou E, Brovold S, Bullerjahn GS, Finlay JC, Kumar S, et al. Increasing stoichiometric imbalance in North America's largest lake: nitrification in Lake Superior. *Geoph Res Lett*. 2007;34(10).
86. Sterner RW. On the phosphorus limitation paradigm for lakes. *Int Rev Hydrobiol*. 2008;93(4-5):433-45.
87. Stucken K, John U, Cembella A, Soto-Liebe K, Vásquez M. Impact of nitrogen sources on gene expression and toxin production in the diazotroph *Cylindrospermopsis raciborskii* CS-505 and non-diazotroph *Raphidiopsis brookii* D9. *Toxins*. 2014;6(6):1896-915.
88. Swarbrick VJ, Simpson GL, Glibert PM, Leavitt PR. Differential stimulation and suppression of phytoplankton growth by ammonium enrichment in eutrophic hardwater lakes over 16 years. *Limnol Oceanogr*. 2019;64(S1):S130-S49.
89. Thamdrup B. New pathways and processes in the global nitrogen cycle. *Annu Rev Ecol Evolut Systemat*. 2012;43:407-28.
90. Tomasek A, Staley C, Wang P, Kaiser T, Lurndahl N, Kozarek JL, et al. Increased denitrification rates associated with shifts in prokaryotic community composition caused by varying hydrologic connectivity. *Front Microbiol*. 2017;8:2304.
91. Visser PM, Ibelings BW, Bormans M, Huisman J. Artificial mixing to control cyanobacterial blooms: a review. *Aquat Ecol*. 2016;50(3):423-41.
92. Wells ML, Trainer VL, Smayda TJ, Karlson BS, Trick CG, Kudela RM, et al. Harmful algal blooms and climate change: learning from the past and present to forecast the future. *Harmful Algae*. 2015;49:68-93.
93. Willis A, Chuang AW, Burford MA. Nitrogen fixation by the diazotroph *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae). *J Phycol*. 2016;52(5):854-62.
94. Yuan LL, Pollard AI. Classifying lakes to improve precision of nutrient-chlorophyll relationships. *Freshwater Sci*. 2014;33(4):1184-94.

СОДЕРЖАНИЕ КАДМИЯ В ПОЧВЕ И БИОЛОГИЧЕСКИХ ОБЪЕКТАХ В УСЛОВИЯХ ЛЕСНЫХ ЭКОСИСТЕМ ПРИВОЛЖСКОЙ ВОЗВЫШЕННОСТИ В ПЕНЗЕНСКОЙ ОБЛАСТИ

М.И. Андреева¹, А.И. Иванов^{2*}, Д.Г. Смирнов³

¹ Федеральное управление по безопасному хранению и уничтожению химического оружия, Москва, Россия;

² Пензенский государственный аграрный университет, Пенза, Россия;

³ Пензенский государственный университет, Пенза, Россия

* Эл. почта: rcgekim@mail.ru

Статья поступила в редакцию 23.05.2020; принята к печати 18.06.2020

Приведены результаты исследований содержания кадмия в серых лесных почвах, находящихся под лесной растительностью в условиях Приволжской возвышенности в пределах Пензенской области. Даны количественные оценки и накопления кадмия в грибах, сосудистых растениях, мхах, лишайниках и беспозвоночных животных. Проведен анализ особенностей накопления кадмия представителями различных экологических групп и жизненных форм этих организмов. Рассмотрены некоторые стороны влияния использования лесных ресурсов на содержание кадмия в лесных экосистемах.

Ключевые слова: беспозвоночные животные, грибы, кадмий, лишайники и мхи, серые лесные почвы, сосудистые растения, тяжелые металлы.

CADMIUM CONTENT IN SOIL AND BIOLOGICAL OBJECTS UNDER THE CONDITIONS OF FOREST ECOSYSTEMS OF VOLGA UPLAND IN PENZA REGION

M.I. Andreeva¹, A.I. Ivanov^{2*}, D.G. Smirnov³

¹ Federal Agency for Safe Storage and Elimination of Chemical Weapon, Moscow, Russia;

² Penza State Agrarian University, Penza, Russia;

³ Penza State University, Penza, Russia

* E-mail: rcgekim@mail.ru

The article presents the results of research on the content of cadmium in grey forest soils located under forest vegetation in the conditions of the Volga upland within the Penza region. A quantitative assessment of the accumulation of this metal in the organisms of mushroom, vascular plants, mosses, lichens and invertebrates is given. The analysis of features of accumulation of this element by representatives of various ecological groups and life forms of these organisms is carried out. The problem of influence of forest resources use on the content of cadmium in forest ecosystems is considered.

Keywords: cadmium, grey forest soils, fungi, heavy metals, invertebrates, lichens and mosses, vascular plants.

Введение

Одной из важнейших проблем биосферной экологии является изучение биогеохимических циклов химических элементов. Особенно актуально изучение в этом направлении тяжелых металлов, обладающих сильной токсичностью, в частности, кадмия.

Соединения кадмия могут накапливаться в живых организмах практически всех таксономических групп, включая человека. Они оказывают негатив-

ное воздействие на процессы обмена веществ даже в ультрамалых концентрациях. Согласно СанПиН 1.2.2353-08 «Канцерогенные факторы и основные требования к профилактике канцерогенной опасности» кадмий и его соединения признаны одним из важнейших канцерогенных факторов, опасных для здоровья человека.

Осадочные породы, на которых формируются серые лесные почвы в условиях Русской равнины, бед-

ны кадмием. В связи с этим приход рассматриваемого элемента в почвы оказывается тесно связан с содержащими его, в результате антропогенного загрязнения, атмосферными выпадениями. Поэтому максимальные концентрации кадмия обычно фиксируются в верхних горизонтах почв [2, 5, 6, 16].

В результате загрязнения окружающей среды кадмием изменяются его концентрации в природных средах и биологических объектах. Для того чтобы фиксировать подобные изменения, необходимо опираться на фоновые количественные показатели содержания кадмия в окружающей среде, которые в настоящее время определены не для всех регионов России.

Целью настоящей работы было изучение фонового содержания кадмия в почвах и биологических объектах в условиях лесных экосистем Приволжской возвышенности в пределах Пензенской области.

Для достижения поставленной цели были сформулированы и решены следующие задачи.

Изучить содержание кадмия в серых лесных почвах, находящихся под лесной растительностью.

Дать количественную оценку содержания кадмия в грибах агарикомицетах, сосудистых растениях, мхах, лишайниках, беспозвоночных животных и изучить особенности накопления рассматриваемого элемента представителями различных экологических групп и жизненных форм этих организмов.

Объекты и методы исследования

Объектами исследований являлись лесные экосистемы Пензенской области. Содержание кадмия определялось в следующих их компонентах: почве, грибах агарикомицетах, сосудистых растениях, мхах, лишайниках и беспозвоночных животных. Исследования проводились с сентября 2015 по декабрь 2019 года. В качестве района исследований была выбрана восточная часть Пензенской области, на территории которой представлен весь спектр разновидностей серых лесных почв и имеет место максимальное биологическое разнообразие, свойственное лесным экосистемам Приволжской возвышенности.

Климат района исследований умеренно-континентальный с периодически повторяющимися засухами. Средняя температура составляет в июле от 19,0 до 19,5 °С, в январе – от 12,5 до 13,0 °С. Количество осадков в разных районах области составляет от 300 до 650 мм в год. Рельеф на большей части территории равнинный с сильным эрозионным расчленением.

Материнские породы, подстилающие почвы, представлены песками, опоками, бескарбонатными и карбонатными глинами. На них формируются почвы двух подтипов: светло-серые лесные и серые лесные. Первый подтип включает в себя три основных почвенных разновидности: светло-серую лесную среднемощную супесчаную, светло-серую лесную маломощную су-

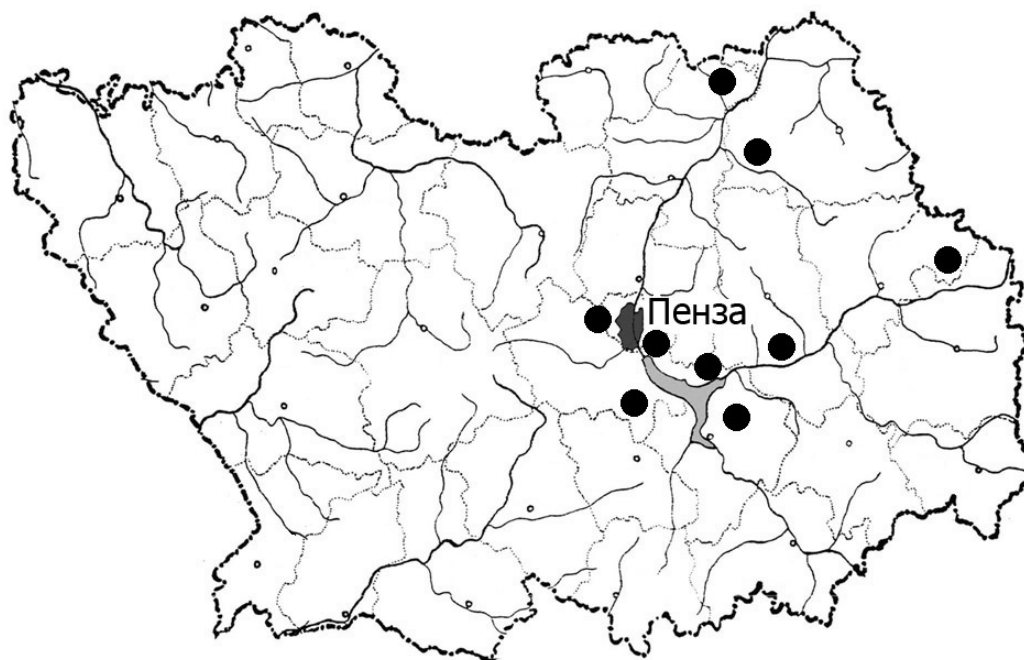


Рис. 1. Места отбора проб почвы и биоматериала в различных районах Пензенской области

песчаную, светло-серую лесную маломощную песчаную; второй – две: серую лесную среднеспособную легко суглинистую и серую лесную тяжело суглинистую среднеспособную. До начала наших исследований содержание кадмия в перечисленных подтипах и разновидностях серых лесных почв, находящихся под лесной растительностью в условиях района исследований, оставалось не изученным.

Растительность имеет типичный лесостепной облик. Леса представлены островными массивами различных размеров, которые окружены сельскохозяйственными угодьями. На светло-серых лесных почвах, подстилаемых опоками и песками, формируются различные типы сосновых лесов: сложные сосняки с липой и дубом, сосняки зеленомошные, лишайниковые и черничные. На темно-серых лесных почвах, подстилаемых бескарбонатными и карбонатными глинами, а также в долинах рек распространены широколиственные леса. На их месте после вырубок как вторичные типы леса формировались березовые и осиновые леса.

Важнейшими лесообразователями в районе исследований являются: береза *Betula pendula* Roth, сосна *Pinus sylvestris* L., дуб *Quercus robur* L., липа *Tilia cordata* Mill. Из кустарников, растущих под пологом леса, наиболее распространены: лещина *Corylus avellana* L., бересклет *Euonymus verrucosus* L., жимолость *Lonicera xylosteum* L. Доминантами травяного покрова в зональных лесных сообществах являются сныть *Aegopodium podagraria* L., ветреница *Anemone ranunculoides* L., звездчатка *Stellaria holostea* L., осока *Carex pilosa* Scop. [10]. Широкое распространение перечисленных видов растений определяет их ведущую роль в биогеохимических циклах химических элементов в лесных экосистемах Пензенской области. О содержании кадмия в биоматериале этих растений до начала наших исследований данные отсутствовали.

Отбор проб почв осуществлялся по ГОСТ 17.4.3.01-83. Пробы биоматериала растений и грибов отбирались в соответствии с Методическими указаниями по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства [12].

Анализ образцов почв и биоматериала выполнялся на атомно-адсорбционном спектрометре МГА-915 МД. Лабораторные исследования осуществляли на базе научно-исследовательской лаборатории филиала ФБУ «Федеральное управление по безопасному хранению и уничтожению химического оружия при Министерстве промышленности и торговли РФ (войсковая часть 70855) – 1206 объект по хранению и уничтожению химического оружия (войсковая часть 21222)». Компетентность лаборатории подтверждается аттестатом государственной аккредитации (№ РОСС СОБ 7.00029.2017). Согласно Руководству по эксплуатации абсорбционного спектрометра с электротермической атомизацией, модификация МГА-

915МД, концентрационный предел обнаружения Cd составляет 0,00025 мкг/дм³ ($3 \cdot 10^{-6}$ мг/кг). Эта методика с вероятностью обеспечивает получение результатов анализа с погрешностью, не превышающей $\pm 30\%$.

Для сравнительной оценки данных по накоплению кадмия в биологических объектах и их субстратах проводили вычисления среднеарифметических значений (M), их стандартной ошибки (SE) и стандартного отклонения, или дисперсии (SD). Для выявления особенностей накопления кадмия в пределах жизненных форм и таксономических групп живых организмов выборки разных видов объединяли по их принадлежности к соответствующей группе. Поскольку числовые данные всех исходных выборок были различны, а вновь образующиеся выборочные совокупности оказались неоднородными, то при их описании использовали значения медианы (Me), процентиля (25%, 75%) и показатели Min–Max.

Для установления уровня сходства между разными типами почв применяли иерархический кластерный анализ с использованием алгоритма невзвешенного попарного сравнения на основе арифметического среднего (UPGMA) и дистанции Эвклида. В качестве меры репрезентативности, показывающей, насколько точно дендрограмма сохраняет попарные расстояния между исходными не моделированными точками данных, рассчитывали кофенетическую корреляцию (*Rcoph*).

План наших исследований включал сравнения большого числа групп, поэтому был использован однофакторный дисперсионный анализ (ANOVA). Исходя из того, что такой анализ позволяет проверить лишь гипотезу о равенстве всех сравниваемых средних, мы для дальнейшего выяснения того, где именно лежат различия, то есть какие именно группы отличаются друг от друга, производили множественное сравнение при использовании параметрического критерия Тьюки (HSD) и непараметрического критерия Краскала-Уоллиса (KW-H). Для возможности применения критерия Тьюки проводили проверку данных на однородность групповых дисперсий с помощью индекса Левинса. Критерий Тьюки считался применимым, если групповые дисперсии были однородны ($p > 0,05$).

Во всех случаях уровень различий считали значимым при $p \leq 0,05$. Все расчеты осуществляли в программе Microsoft Excel и при помощи статистического пакета Past 3 [31].

Результаты и обсуждение

Среднее содержание кадмия в изученных серых лесных почвах было низким: 153,0 мкг/кг – в 3,3 раза ниже, чем в среднем по почвам мира, 2,8 раза – чем в западных районах европейской части России, и в 2,5 раза ниже, чем в почвах Семипалатинского При-

иртышья [4, 13, 15]. Главной причиной этого может быть формирование изученных почв на осадочных породах, которые бедны кадмием. Показано, что в песчаных породах содержание кадмия в районе исследований было ниже среднего показателя для песчаников в 1,9 раза, а в бескарбонатных глинах ниже среднего показателя для глин в 7,7 раза [5, 6, 11, 16]. Невысокий естественный фон содержания кадмия в почвах и подстилающих их породах следует считать особенностью геохимии района исследований.

Сравнение средних при использовании критерия статистически значимой разности Тьюки (HSD) выявило отсутствие попарных различий по большинству районов Пензенской области, за исключением Бессоновского и Лунинского. Бессоновский район находится на границе с той частью г. Пензы, где сосредоточены основные промышленные объекты, с подветренной стороны. Кроме того, здесь располагаются городские свалки, на которых периодически возникает возгорание мусора, в том числе резины, пластмасс и других материалов, содержащих кадмий. Лунинский же район среди изученных муниципальных образований области характеризуется минимальной антропогенной нагрузкой.

Анализ образцов, отобранных из горизонтов А различных разновидностей серых лесных почв, показал, что содержание в них кадмия в 4–5 раз ниже установленных ОДК. По валовому содержанию кадмия рассматриваемые почвы различаются. Группу бедных

кадмием образуют относящиеся к подтипу светло-серых лесных почв, включая разновидности песчаного и супесчаного гранулометрического состава. Группу относительно богатых – подтип серых лесных почв, представленных в районе исследований разновидностями суглинистого и тяжело суглинистого гранулометрического состава (рис. 2).

Распределение кадмия по почвенным горизонтам в большинстве изученных разновидностей серых лесных почв имело один и тот же характер (рис. 3). В легких светло-серых лесных почвах наблюдаются два типа распределения кадмия по почвенным горизонтам, которое зависит от мощности горизонта А и содержания гумуса в нем. В светло-серых лесных маломощных песчаных почвах, у которых мощность горизонта А не превышает 5 см, а содержание гумуса менее 1% [9], концентрация кадмия была несколько выше в горизонте В. Это может быть связано с тем, что горизонт А в данной почвенной разновидности обладает очень низкой поглотительной способностью, и кадмий свободно мигрирует вниз по почвенному профилю, задерживаясь за счет фибровых прослоек глины в горизонте В. В светло-серых лесных маломощных и среднемощных почвах мощность горизонта А составляет 8–15 см, а содержание гумуса – 1,0–1,5%. Максимальное содержание кадмия в них наблюдается в горизонте А. Такой же тип распределения рассматриваемого элемента характерен для суглинистых и глинистых серых лесных почв.

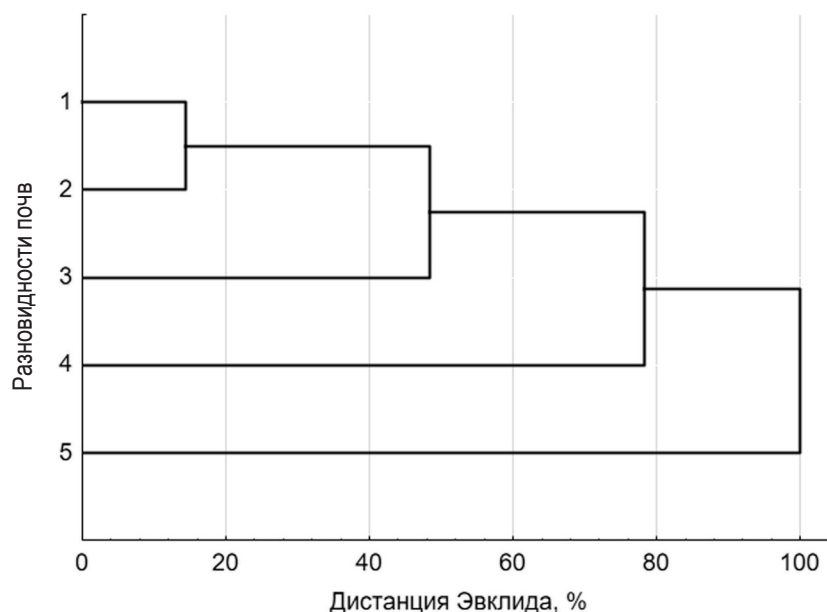


Рис. 2. Дендрограмма сходства подтипов и разновидностей серых лесных почв по содержанию кадмия с учетом разных горизонтов: 1 – светло-серая лесная среднемощная супесчаная; 2 – светло-серая лесная маломощная супесчаная; 3 – светло-серая лесная маломощная песчаная; 4 – серая лесная легко среднемощная суглинистая; 5 – серая лесная среднемощная тяжело суглинистая ($R_{сopn} = 0,81$)

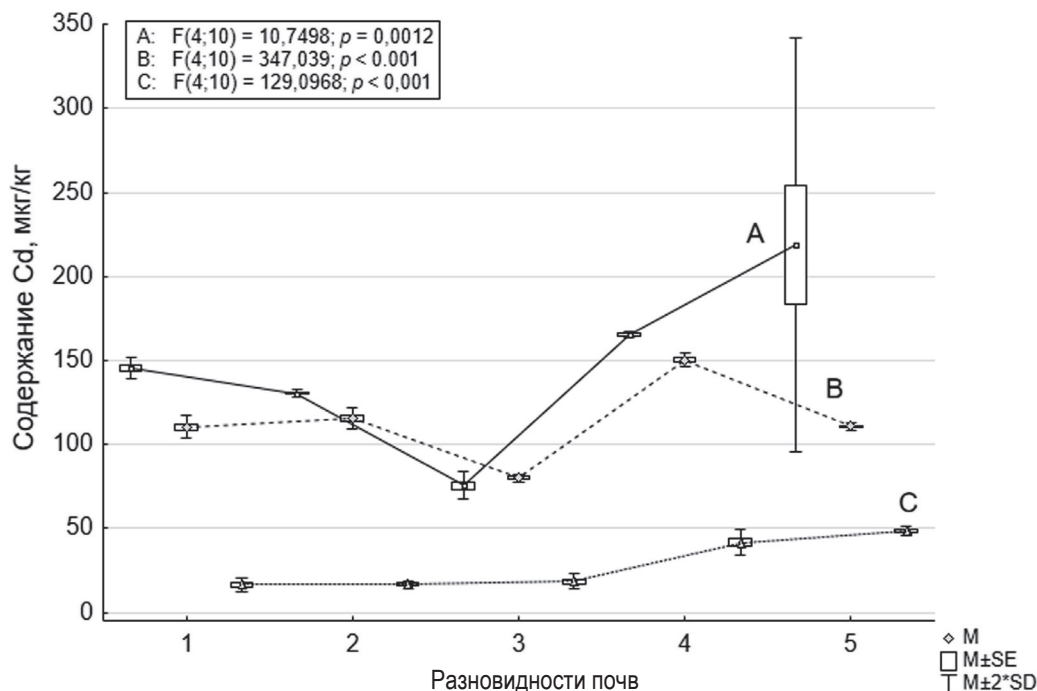


Рис. 3. Диаграмма размаха изменчивости содержания кадмия в различных разновидностях серых лесных почв (1–5) по почвенным горизонтам (А, В, С) и результаты общего дисперсионного анализа: 1 – светло-серая лесная среднеческая супесчаная; 2 – светло-серая лесная маломощная супесчаная; 3 – светло-серая лесная маломощная песчаная; 4 – серая лесная среднеческая легко суглинистая; 5 – серая лесная среднеческая тяжело суглинистая. Во избежание наложений графики для А и С сдвинуты относительно В влево и вправо соответственно

Содержание кадмия в горизонте С всех изученных почвенных разновидностей было значительно ниже, чем в горизонтах А и В, и более равномерным. Таким образом, источником поступления кадмия в горизонт А, где локализуется основная масса мицелия грибов и корневых окончаний растений, являются не подстилаяющие почву породы, а атмосферные выпадения и отмирающая биомасса живых организмов.

Проведенные сравнения типов почв по совокупности всех горизонтов показало наибольшее сходство между средне- и маломощными светло-серыми лесными супесчаными почвами (рис. 2). Наиболее близка к ним по количеству кадмия песчаная маломощная почва. Максимальные отличия имеет тяжело суглинистая почва.

Вовлечение соединений кадмия в биогенный круговорот в лесных экосистемах идет двумя путями. Первый основной происходит через микоризообразующие грибы, передающие кадмий через симбиотические структуры в растения, а также через активные корневые окончания последних. Второй путь связан с непосредственным поглощением кадмия из атмосферных выпадений лишайниками и мхами, не име-

ющими корневых систем и трофически не связанных с почвой.

Грибы играют основную роль в трансформации химических элементов из почвы в биологические объекты в лесных экосистемах [20, 22, 26]. Они оказывают существенное влияние на подвижность и биодоступность химических элементов. Грибы повышают ее путем выщелачивания из минеральных компонентов почвы и высвобождения из состава органического вещества при его разложении. В то же время они снижают ее благодаря сорбции на поверхности мицелия, внутриклеточному поглощению и связыванию с экзо-метаболитами [19, 30, 32].

По своей функциональной роли в лесных экосистемах грибы подразделяют на ряд эколого-трофических групп [1]. Для изучения закономерностей накопления кадмия грибами класса агарикомицетов (*Agaricomycetes*) было взято по десять наиболее распространенных видов, относящихся к трем эколого-трофическим группам: ксилотрофам, напочвенным сапротрофам и симбиотрофам.

Среднее содержание кадмия в плодовых телах агарикомицетов составило 0,127 мг/кг. Однако в накоплении кадмия представителями различных эколого-

трофических групп имеются некоторые особенности. Наиболее высоким медианное содержание кадмия оказалось в напочвенных сапротрофах, самое низкое – в симбиотрофах (рис. 4). Ксилотрофы по этому показателю заняли среднее положение. Изученные виды грибов существенно отличались друг от друга по накоплению кадмия, на что указывают разбросы вокруг медианных показателей. В наибольшей степени эти различия выражены в эколого-трофической группе симбиотрофов (рис. 4, 5). Самое высокое содержание кадмия было найдено у *Amanita muscaria* (L.) Lam – 1350 мкг/кг, минимальное (3,0) – у *Suillus bovinus* (L.) Roussel, то есть максимальный показатель превысил минимальный в 450 раз. Относительно большое значение этого показателя выявлено у *Xerocomellus porosporus* (Imler ex Watling) Sutara. В плодовых телах остальных видов – *Lactarius pubescens* Fr., *Leccinum aurantiacum* (Bull.) Gray, *Paxillus obscurisporus* C.Hahn, *Royoporus badius* (Pers.) A.B.De, *Russula foetens* Pers., *Suillus granulatus* (L.) Roussel и *Xerocomus subtomentosus* (L.) Quél – содержание было относительно низким.

Указанные различия не связаны с содержанием кадмия в питающих субстратах, а зависят главным образом от биологических особенностей видов агарикомицетов. Это подтверждает то, что характер накопления кадмия в плодовых телах агарикомицетов имеет видовую специфичность. Отмеченная закономерность проявлялась не только у симбиотрофов, но и у пред-

ставителей других эколого-трофических групп – напочвенных сапротрофов и ксилотрофов.

При изучении содержание кадмия в вегетативных органах растений различных жизненных форм: деревьев, кустарников и многолетних трав (рис. 6) – было установлено, что наиболее активно кадмий накапливали деревья, наименее активно – травы. Кустарники по этому показателю занимают среднее положение.

Содержанию кадмия в вегетативных органах соудистых растений свойственна видовая специфичность. Выявленные нами различия оказались статистически значимыми. По содержанию кадмия (мкг/кг) в вегетативных органах древесные растения распределились в следующей последовательности: береза повислая (*Betula pendula* Roth) – 118,4; дуб черешчатый (*Quercus robur* L.) – 54,2; сосна обыкновенная (*Pinus sylvestris* L.) – 31,8; липа сердцевидная (*Tilia cordata* Mill.) – 186; бересклет бородавчатый (*Euonymus verrucosus* L.) – 14,0; жимолость лесная (*Lonicera xylosteum* L.) – 13,0; лещина обыкновенная (*Corylus avellana* L.) – 12,5. На способность *B. pendula* накапливать кадмий в наибольших количествах по сравнению с другими деревьями указывают и другие исследователи [3].

Среднее содержание кадмия в вегетативных органах изученных видов трав (ветреница лютиковая *Anemone ranunculoides* L., звездчатка жестколистная *Stellaria holostea* L., осока волосистая *Carex pilosa*

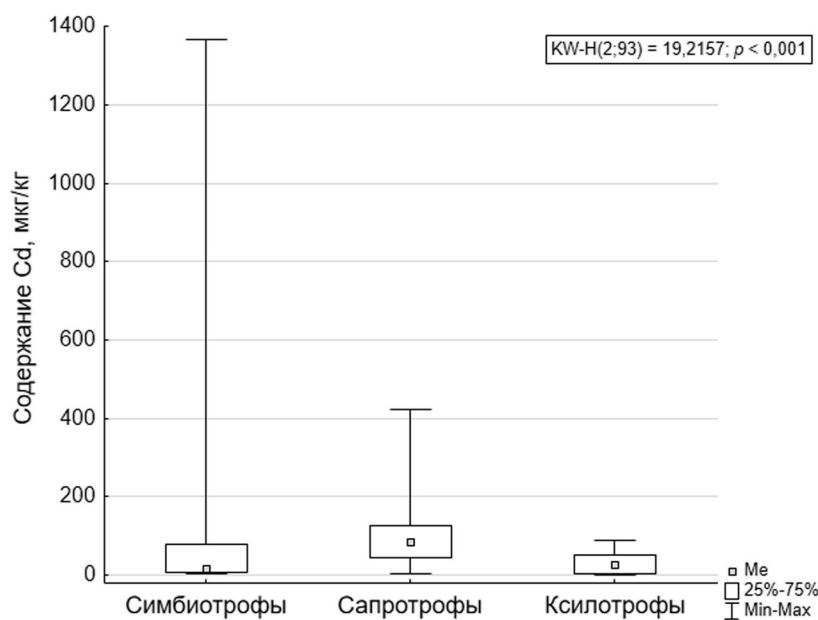


Рис. 4. Содержание кадмия в плодовых телах грибов различных трофических групп и результат теста Краскела-Уоллиса на различие между значениями медиан

Scop. и съедобная обыкновенная *Aegopodium podagraria* L.) составляет 7,1 мкг/кг, что в 8 раз ниже, чем у деревьев, и в 2,5 раза ниже, чем у кустарников.

Результаты определения кадмия в организмах беспозвоночных животных различных систематических и трофических групп представлены на рис. 7. В наи-

большем количестве кадмий накапливали личинки кольчатого шелкопряда (*Malacosoma neustria* L.). Такое активное накопление тяжелых металлов в пастбищной цепи питания может определяться активным питанием и быстрым ростом личинок. Кадмий не успевает выводиться из их организмов и накапливается в жировом теле [14].

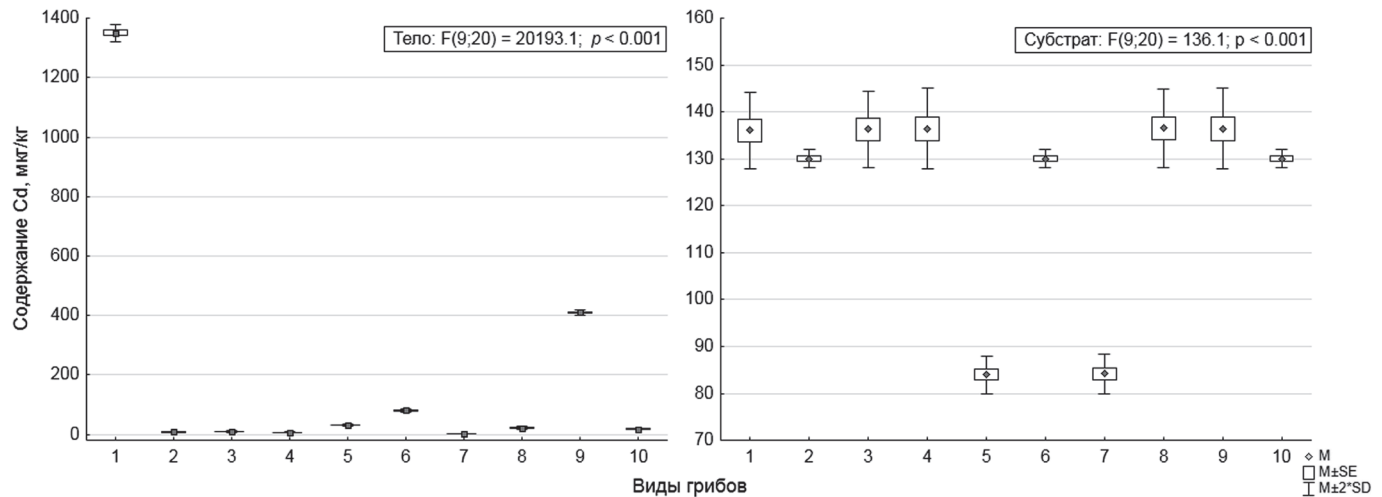


Рис. 5. Диаграмма средних значений содержания кадмия в плодовых телах симбиотрофов, их субстратах и результаты дисперсионного анализа: 1 – *Amanita muscaria*, 2 – *Lactarius pubescens*, 3 – *Leccinum aurantiacum*, 4 – *Paxillus obscurisporus*, 5 – *Royoporus badius*, 6 – *Russula foetens*, 7 – *Suillus bovinus*, 8 – *S. granulatus*, 9 – *Xerocomellus porosporus*, 10 – *Xerocomus subtomentosus*

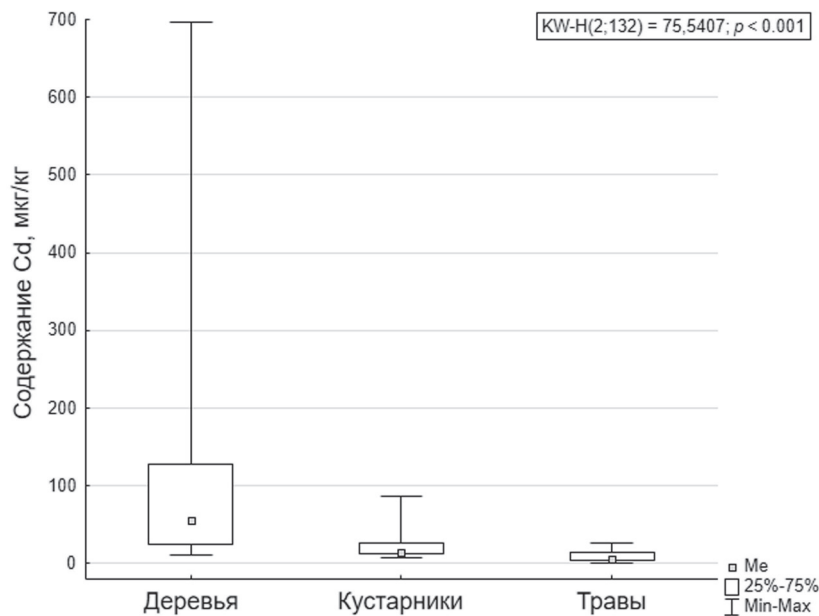


Рис. 6. Содержание кадмия в вегетативных органах сосудистых растений различных жизненных форм и результат теста Краскела–Уоллиса на различие между значениями медиан

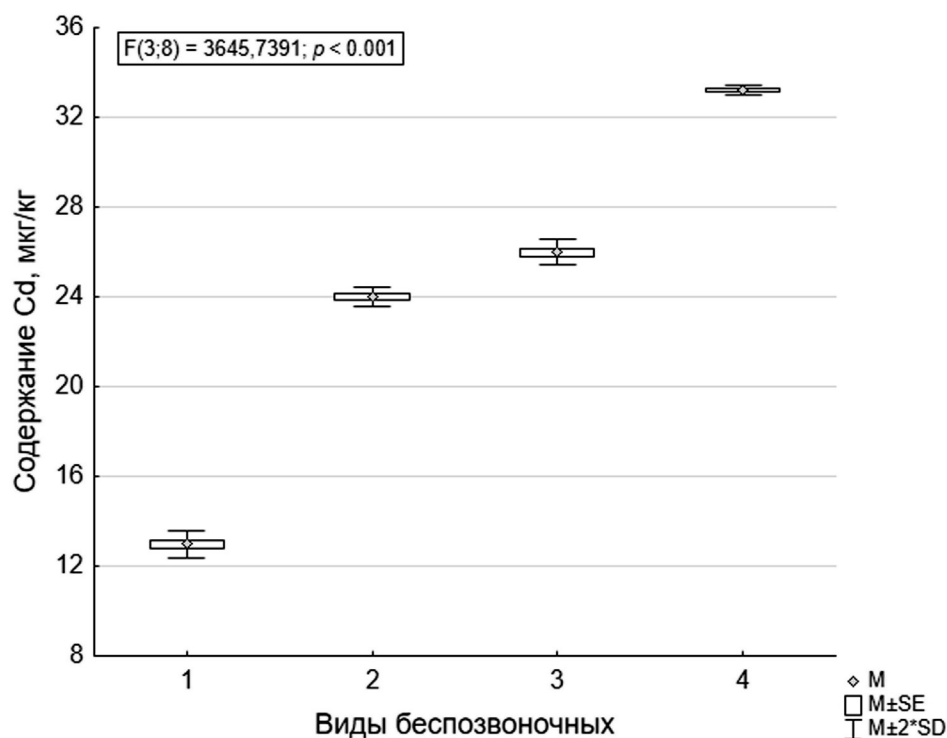


Рис. 7. Диаграмма средних значений содержания кадмия у разных видов беспозвоночных животных и результаты дисперсионного анализа: 1 – *Lumbricus* sp., 2 – *Lasius niger*, 3 – *Carabus auratus*, 4 – *Malacosoma neustria*

В детритной пищевой цепи, важнейшее звено которой составляют дождевые черви (род *Lumbricus* L.), накопление кадмия было менее активно. Основной пищей этих беспозвоночных являются частицы лесной подстилки, в первую очередь опавшие листья, содержащие мицелий грибов сапротрофов. Кроме того, они заглатывают огромное количество почвы, из которой усваивают органические вещества. Определенная нами концентрация кадмия в организмах *Lumbricus* sp. была в 22 раза ниже среднего показателя для серых лесных почв и в 35 раз ниже среднего показателя для листьев древесных растений. Сведения о том, что дождевые черви не являются накопителями кадмия, имеются и в работах других исследователей [17, 18].

В организмах хищных насекомых – черный садовый муравей *Lasius niger* L. и жуужелица *Carabus auratus* L.) – содержание кадмия примерно одинаковое (24,0 и 26,0 мкг/кг соответственно). *L. niger* питается мелкими беспозвоночными и сладкой падьдью, которую выделяют тли. *C. auratus* питается наземными беспозвоночными – насекомыми и дождевыми червями и т. п. [28]. Таким образом, у вторичных консументов содержание кадмия незначительно превышает таковое в организмах первичных консументов (*Lumbricus* sp.). А у листогрызущих личинок *M. neustria* оно оказалось даже более высоким.

Полученные данные указывают на то, что при переходе с одного трофического уровня на другой в усло-

виях лесных экосистем в организмах беспозвоночных животных не происходит сильного увеличения содержания кадмия, какое отмечено в морских экосистемах. Вероятно, у наземных видов кольчатых червей и насекомых в процессе эволюции выработались защитные механизмы, препятствующие биологической аккумуляции тяжелых металлов.

Лишайники и мхи в биогеохимических циклах тяжелых металлов занимают особое место. Это связано с тем, что они не имеют корневых систем и получают воду и элементы минерального питания главным образом из атмосферных выпадений, которые активно впитываются поверхностью слоевищ и талломов. Субстраты обитания не оказывают существенного влияния на элементный состав этих организмов [24, 25, 27]. Таким образом, лишайники и мхи вовлекают кадмий в биогенный круговорот автономно, минуя основной поток микроэлементов, идущий через почву, микоризообразующие грибы и растения.

Мы определяли кадмий в слоевищах лишайников и талломов мхов наиболее распространенных в Пензенской области видов: *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl., *Cladonia sylvatica* (L.) Hoffm., *Parmelia sulcata* Tayl., *Dicranum polysetum* Sw., *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt., *Stereodon pallescens* (Hedw.) Mitt.

Среднее содержание кадмия в слоевищах лишайников составило 166,0 мкг/кг, в 2,1 раза выше, чем в ве-

гетативных органах травянистых растений. Для мхов по сравнению с лишайниками этот показатель был в 2,5 раза ниже – 66,0 мкг/кг, близко к среднему содержанию кадмия в травянистых сосудистых растениях.

Представители различных экологических групп лишайников и мхов накапливают кадмий не одинаково (рис. 8). Эпифитные виды мхов и лишайников *H. physodes*, *P. sulcata* и *S. pallescens* накапливают этот элемент несколько активней, чем эпигейные виды *C. sylvatica* и *P. schreberi*, развивающиеся на почве. У первых среднее содержание кадмия 171,0 мкг/кг, для вторых – 83,0 мкг/кг (рис. 8).

Активное накопление кадмия эпифитными мхами и лишайниками может быть связано с тем, что их талломы очень гигроскопичны. В сухую погоду они не способны удерживать влагу и очень быстро ее теряют. Содержавшиеся же в атмосферных выпадениях поллютанты, в том числе и соединения кадмия, концентрируются в их талломах. Особенно быстро теряют влагу не связанные с почвой эпифиты. Эпигейные виды, контактирующие с влажной почвой, дольше удерживают воду, и потому их талломы не так активно поглощают атмосферные выпадения, что отражается на количестве задерживающихся в них поллютантов. Поэтому эпифитные мхи и лишайники эффективней использовать для экологического мониторинга в качестве индикаторов загрязнения воздуха [7, 8, 21, 24]. Наиболее интересным, с этой точки зрения, видом является эпифитный лишайник *H. physodes*. Для него была определена максимальная

концентрация кадмия в талломе. На перспективность данного вида с точки зрения экологического мониторинга указывают и другие авторы [24, 25].

Заключение

Содержание кадмия в почвах района исследований ниже средних показателей для почв мира и других изученных районов территории России. Это является важной особенностью геохимии изученной части Приволжской возвышенности. Среднее содержание кадмия в изученных биологических объектах сопоставимо с данными других исследователей и находится на уровне минимальных и средних показателей, приводимых в литературных источниках.

Изученные представители различных систематических групп живых организмов существенно отличаются друг от друга по содержанию кадмия (рис. 9). Максимальные концентрации были зафиксированы для лишенизированных грибов. Грибы агарикомицеты несколько уступали им по данному показателю. Сравнительно высоким было содержание кадмия в талломах мхов. Сосудистые растения содержали кадмий в меньших концентрациях. Минимальные значения были определены для беспозвоночных животных.

В пределах изученных систематических групп организмов наблюдается изменчивость концентраций кадмия в биоматериале отдельных видов, на что указывает анализ медианных показателей. В наибольшей степени она выражена у агарикомицетов и сосудистых растений.

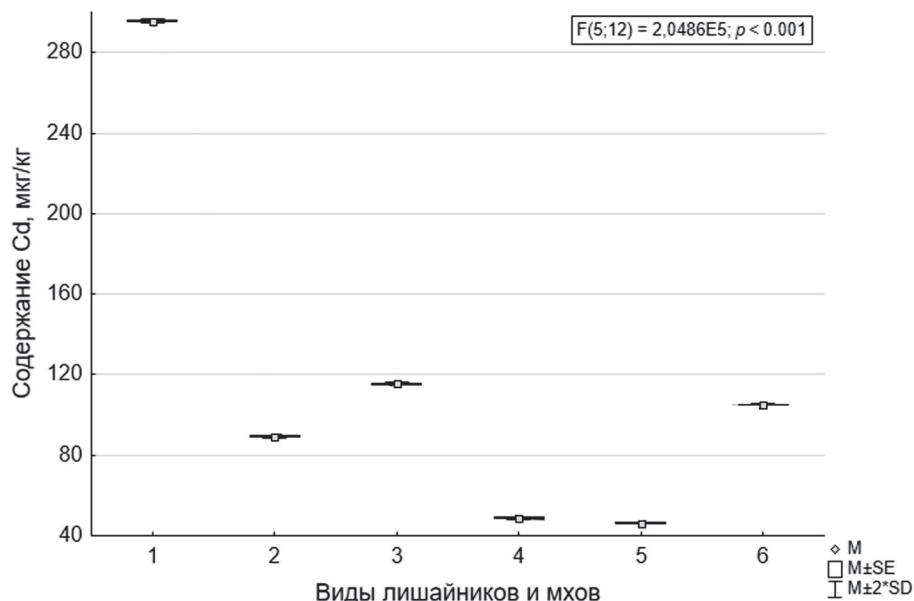


Рис. 8. Диаграмма размаха варьирования содержание кадмия в талломах лишайников, мхов и результаты дисперсионного анализа: 1 – *Hypogymnia physodes*, 2 – *Cladonia sylvatica*, 3 – *Parmelia sulcata*, 4 – *Dicranum polysetum*, 5 – *Pleurozium schreberi*, 6 – *Stereodon pallescens*

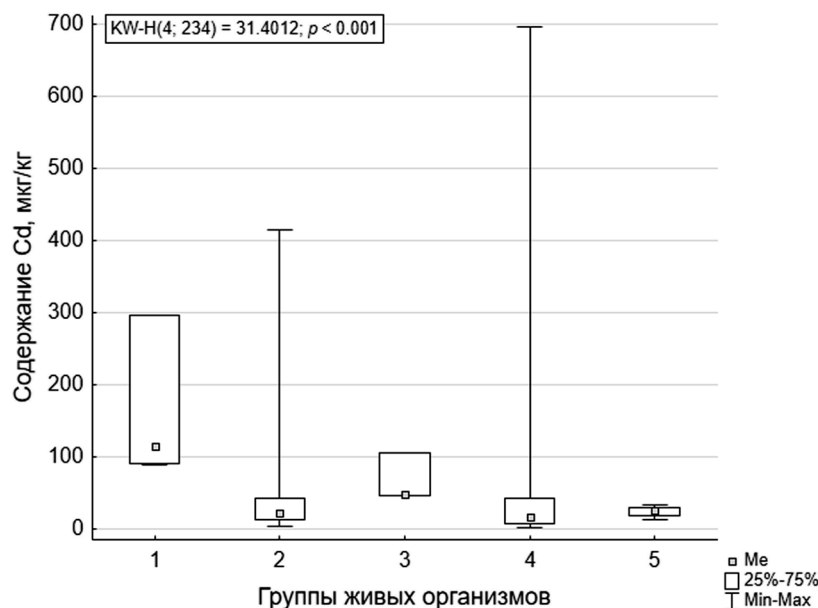


Рис. 9. Содержание кадмия в биоматериале различных групп живых организмов и результат теста Краскела–Уоллиса на различие между значениями медиан: 1 – лишайники, 2 – агарикомицеты, 3 – моховидные, 4 – сосудистые растения, 5 – беспозвоночные животные

Во всех изученных группах организмов имеются виды-накопители, содержание кадмия в биоматериале которых существенно превышает средние значения и не зависит от концентрации кадмия в питающих субстратах. Среди агарикоидных грибов наиболее высоким содержанием кадмия отличается *Amanita muscaria* (в 10 раз выше, чем в среднем). Среди деревьев в этом плане выделяется *Betula pendula* (в

1,5 раза выше, чем в среднем у деревьев). Среди лесных трав наиболее активно концентрирует кадмий осока *Carex pilosa* (в 2,7 раза выше, чем в среднем). Таким образом, на активность накопления кадмия существенное влияние оказывает видовая принадлежность биологического объекта и связанные с ней индивидуальные особенности физиологии и биохимии организма.

Литература

Список русскоязычной литературы

1. Бурова ЛГ. Экология грибов макромицетов. М.: Наука; 1986.
2. Бурцева ЛВ, Конькова ЕС. Свинец и кадмий в атмосферном воздухе и осадках в фоновых районах восточно-европейского региона. Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. 2016;(2):59-70.
3. Ветчинникова ЛВ, Кузнецова ТЮ, Титов АФ. Особенности накопления тяжелых металлов в листьях древесных растений на урбанизированных территориях в условиях севера. Труды Карельского научного центра РАН. 2013;(3):68-73.
4. Виноградов АП. Геохимия редких и рассеянных химических элементов в почвах. М.: Изд-во АН СССР; 1950.
5. Виноградов АП. Среднее содержание химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры. Геохимия. 1962;(7):555-71.
6. Григорьева НА. Распределение цинка, кадмия и ртути в горных породах, представляющих верхнюю часть континентальной коры. Уральский геологический журнал. 2007;(6):126-38.
7. Дунаева ТА. Лишайника Пензенской области и возможности их применения в мониторинге

- природных сред. Автореф. канд. дисс. Пенза: ГСХА; 2012.
8. Иванов АИ. Использование организмов различных таксономических групп для мониторинга окружающей среды. Теоретическая и прикладная экология. 2007;(2):72-8.
 9. Иванов АИ, Кузин ЕН. К вопросу о разнообразии почвенного покрова Пензенской области. II. Серые лесные почвы. Нива Поволжья. 2017;45(4):70-5.
 10. Иванов АИ, Чернышов НВ, Кузин ЕН. Природные условия Пензенской области. В кн.: Геологическая среда, рельеф, климат, поверхностные воды, почвы, растительный покров: Современное состояние. Т. 1. Пенза: РИО ПГСХА; 2017.
 11. Кривитский ВА, Орешкин ВН, Беляев ЮИ. Кадмий в почвах и горных породах Южного Урала. Геохимия. 1988;(6):857-67.
 12. Кузнецов АВ, Фесюн АП, Самохвалов СГ, Махонько ЭП. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства. Москва: ЦИНАО; 1992.
 13. Лукин СВ, Авраменко ПМ. Микроэлементы в почвах Белгородской области. Земледелие. 2008;(7):21-2.
 14. Некрутенко ЮП. Семейство коконопряды – Lasiosampidae. В кн.: Вредители сельскохозяйственных культур и лесных насаждений. Членистоногие. Т. 2. Киев: Урожай; 1974. С. 354-7.
 15. Пильгук ОН. Экологическая оценка состояния кадмия в системе почва–растение в условиях Семипалатинского Прииртышья. Автореф. канд. дисс. Семипалатинск: Новосибирский государственный университет; 2005.
 16. Протасова НА, Щербаков АП. Особенности формирования микроэлементного состава зональных почв Центрального Черноземья. Почвоведение. 2004;(1):50-9.
 17. Резниченко ИС. Накопление Cd, Cu, Zn, Pb почвенными и почвенно-подстилочными морфо-экологическими типами дождевых червей в условиях вермикультивирования. Электронный научно-методический журнал Омского ГАУ. 2017;(4):1-5.
 18. Рыбак ТА, Майстренко ИО, Валегжанов ИО, Белых ЕС. Влияние кадмия на дождевых червей, населяющих фоновые и техногенно загрязненные участки. Вестник ВГУ, сер. хим. биол. фармац. 2018;(2):235-45.
 19. Сазанова КВ, Великанова ВД, Столярова НВ. Накопление тяжелых металлов грибами. Экологическая и видовая специфичность, механизмы аккумуляции, потенциальная опасность для человека. Российский биомедицинский журнала. 2017;18:336-61.
 20. Селиванов ИА. Микосимбиотрофизм как форма консортивных связей в растительном покрове Советского Союза. М.: Наука; 1981.
 21. Серебрякова НН. Эколого-биологические особенности листостебельных мхов и их использование в экологическом мониторинге (на примере Пензенской области). Автореф. канд. дисс. Саратов: СГУ; 2009.
 22. Смит С, Рид Д. Микоризный симбиоз. Москва: КМК; 2012.
 23. Четверикова НС, Марциневская ЛВ. Кадмий в агроландшафтах лесостепной зоны. Достижения науки и техники в АПК. 2013;(7):69-70.
 24. Шарунова ИП. Содержание тяжелых металлов в разных частях таллома лишайника *Hypogymnia physodes*. В кн.: Экологические механизмы динамики и устойчивости биоты. Екатеринбург: Академкнига; 2004. С. 300-5.
 25. Шарунова ИП. Влияние форофита на аккумуляцию тяжелых металлов лишайником *Hypogymnia physodes*. В кн.: Грибы и водоросли в биоценозах-2006. Москва: МГУ; 2006. С. 174-7.
 26. Шубин ВИ. Микотрофность древесных пород. Л.: Наука; 1973.
 27. Чмеренко АВ, Шевченко ВП, Саввичев АС, Политова НВ. Геохимия кустистых эпифитных лишайников. В кн.: Материалы XX российской конференции молодых ученых памяти чл.-корр. АН СССР К.О. Кратца. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН; 2009. С. 185-8.
- Общий список литературы/Reference List**
1. Burova LG. Ekologiya Gribov Makromitsetov. [Ecology of Macromycete Mushrooms]. Moscow: Nauka; 1986. (In Russ.)
 2. Burtseva LV, Kon'kova YeS. [Lead and cadmium in atmospheric air and precipitation in the background areas of the Eastern European region]. Problemy Ekologicheskogo Monitoringa i Modelirovaniya Ekosistem. 2016(2):59-70. (In Russ.)
 3. Vetchinnikova LV, Kuznetsova TYu, Titov AF. [Features of accumulation of heavy metals in leaves of woody plants in urbanized territories in the North]. Trudy Karelskogo Nauchnogo Tsentra RAN. 2013;(3):68-73. (In Russ.)
 4. Vinogradov AP. [Geochemistry of rare and scattered chemical elements in soils]. Moscow: AN SSSR; 1950. (In Russ.)
 5. Vinogradov AP. [Mean contents of chemical elements in the main types of eruptive rocks of Earth crust]. Geokhimiya. 1962;(7):555-71. (In Russ.)

6. Grigoryeva NA. [Distribution of zinc, cadmium and mercury in rocks representing the upper part of the continental crust]. *Uralskiy Geologicheskii Zhurnal*. 2007;(6):126-38. (In Russ.)
7. Dunayeva TA. [Lichens of Penza Region and Possibilities of Their Application in Monitoring of Natural Environments]. PhD Theses. Penza: GSHA; 2012. (In Russ.)
8. Ivanov AI. [Use of organisms of various taxonomic groups for environmental monitoring]. *Teoreticheskaya i Prikladnaya Ekologiya*. 2007;(2):72-8. (In Russ.)
9. Ivanov AI, Kuzin YeN. [On the issue of the diversity of soil cover of the Penza Region. II. Grey forest soils]. *Niva Povolzhya*. 2017;45(4):70-5. (In Russ.)
10. Ivanov AI, Chernyshov NV, Kuzin YeN. [Natural conditions of Penza region]. In: *Geologicheskaya Sreda, Relyef, Klimat, Poverkhnostnye Vody, Pochvym Rasitelnyi Pokrov: Sovremennoye Sostoyaniye T. 1*. Penza: RIO PGSKhA; 2017. (In Russ.)
11. Krivitsky VA, Oreshkin VN, Beliayev YuI. [Cadmium in soils and rocks of the Southern Ural]. *Geokhimiya*. 1988;(6):857-67. (In Russ.)
12. Kuznetsov AV, Fesyun AP, Samokhvalov SG, Makhonko EP. *Metodichaskiye Ukazaniya po Opredeleniyu Tiazholykh Metallov v Pochvakh Selkhozugodiy i Produktsii Rasteniyevodstva*. [Methodical Instructions on the Determination of Heavy Metals in Soils of Farmland and in Crops]. Moscow: TsINAo; 1992. (In Russ.)
13. Lukin SV, Avramenko PM. [Trace elements in soils of Belgorodskaya Oblast]. *Zemledeliye*. 2008;(7):21-2. (In Russ.)
14. Nekrutenko YuP. [Lappet moths Lasiocampidae family]. In: *Vrediteli Selskokhoziaystvennykh Kultur i Lesnyh Nasazhdeniy. Chlenistonogiye. T. 2*. Kiev: Urozhay; 1974. P. 354-7. (In Russ.)
15. Pilguk ON. [Ecological assessment of cadmium in the soil-plant system under conditions of Semipalatinsk Priirtyshye]. PhD Theses. Semipalatinsk: Novosibirskiy Gosudarstvennyi Universitet; 2005. (In Russ.)
16. Protasova NA, Scherbakov AP. [Characteristics of development of the microelement composition of zonal soils of the Central Black Earth Region]. *Pochvovedeniye*. 2004;(1):50-9. (In Russ.)
17. Reznickenko IS. [Accumulation of Cd, Cu, Zn, Pb by soil and soil-underlying morphoecological types of earthworms under vermiculture conditions]. *Elektronnyi Nauchno-Metodicheskiy Zhurnal Omskogo GAU*. 2017;(4):1-5. (In Russ.)
18. Rybak TA, Maystrenko IO, Valegzhanov IO, Belykh YeS. [The influence of cadmium on earthworms inhabiting background and contaminated areas]. *Vestnik VGU Ser Khim Biol Farmats*. 2018;(2):235-45. (In Russ.)
19. Sazanova KV, Velikanova VD, Stoliarova NV. [Accumulation of heavy metals by mushrooms. Ecological and Species Specificity, mechanisms, and potential danger to humans]. *Rossiyskiy Biomeditsynskiy Zhurnal*. 2017;18:336-61. (In Russ.)
20. Selivanov IA. *Mikosimbiotrofizm Kak Forma Konsortivnykh Sviazey v Rastitelnom Pokrove Soverskogo Soyuza*. [Mycosymbiotrophism as a Form of Consortism in the Plant Cover of the Soviet Union]. Moscow: Nauka; 1981. (In Russ.)
21. Serebriakova NN. [Ecological and Biological Characteristics Leafy Mosses and Their Use in Environmental Monitoring in Penza Region]. PhD Theses. Saratov: SGU; 2009.
22. Smith S, Reed D. *Mikorizbyi Simbioz*. [Mycorrhizal Symbiosis]. Moscow: KMK; 2012. (In Russ.)
23. Chetverikova NS, Martsinevskaya LV. [Cadmium in agrolandscapes of the forest-steppe zone]. *Dostizheniya Nauki i Tekhniki v APK*. 2013;(7):69-0. (In Russ.)
24. Sharunova IP. [Heavy metal content in different parts of the thallus of *Hypogymnia physodes* lichen]. In: *Ekologicheskkiye Mekhanizmy Dinamiki i Ustoychivosti Bioty*. Ekaterinburg: Akademkniga; 2004. P. 300-5. (In Russ.)
25. Sharunova IP. [Effect of phorophyte on accumulation of heavy metals by *Hypogymnia physodes* lichen]. In: *Griby i Vodrosli v Biotsenozakh-2006*. Moscow: MSU; 2006. P. 174-7. (In Russ.)
26. Shubin VI. *Mikotrofnost' Drevesnykh Porod*. [Mycotrophicity of Woody Plants]. Leningrad: Nauka; 1973. (In Russ.)
27. Chmerenko AV, Shevchenko VP, Savvichev AS, Politova NV. [Geochemistry of fruticose epiphytic lichens]. In: *Matererialy XX Rossiyskoy Konferentsii Molodykh Uchenykh Pamyati Chl.-Korr. AN SSSR K.O. Krattsa*. Petrozavodsk: Karelskiy Nauchnyi Tsentri RAN; 2009. P. 185-8. (In Russ.)
28. Brussow H. *The Quest For Food: A Natural History of Eating*. Springer; 2007.
29. Detrain C, Prieur J. Sensitivity and feeding efficiency of the black garden ant *Lasius niger* to sugar resources. *J Insect Physiol*. 2014;64:74-80.
30. Gadd GM. Interaction of fungi with toxic metals. *New Phytologist*. 1993;124:25-60.
31. Hammer O, Harper DAT, Ryan PD. PAST: Palaeontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontol Electronica*. 2001;4(1):4-9.
32. Howe R, Evans RI, Ketteridge SW. Copper-binding proteins in ectomycorrhizal fungi. *New Phytologist*. 1997;135:123-31.

КАК ВОДИТЬ ПЧЕЛ В ЗАПОЛЯРЬЕ: ГЛОБАЛЬНЫЙ КРИЗИС И АРКТИЧЕСКИЕ ПЕРСПЕКТИВЫ ПЧЕЛОВОДСТВА

В.Ф. Марарица¹, Г.А. Чударов², Л.П. Чурилов³,
Ю.Т. Демидов¹

¹ Северо-Западный научно-производственный центр «Социум», Санкт-Петербург, Россия;

² Опытная пасека «Полярное сияние», Мурманская область, Россия;

³ Санкт-Петербургский государственный университет, Санкт-Петербург, Россия

Эл. почта: vf-marar@mail.ru

Статья поступила в редакцию 02.06.2020; принята к печати 03.07.2020.

Антропогенные изменения в биосфере создают серьезную угрозу существованию пчел и состоянию экосистем, зависимых от опыления. Меры, предпринимаемые на государственном уровне, неадекватны этой угрозе и отстают от наблюдаемого в настоящее время процесса вымирания пчел. Хотя бы частично улучшить ситуацию могут инициативы снизу. Эти вопросы кратко рассмотрены в связи с представленным в статье уникальным опытом успешного разведения пчел за Полярным кругом в Мурманской области.

Ключевые слова: Арктика, пасека, пчелы, мед, пчеловодство.

BEE KEEPING BEYOND THE ARCTIC CIRCLE: GLOBAL CRISIS OF AND ARCTIC PROSPECTS FOR APICULTURE

V.F. Mararitsa^{*1}, G.A. Chudarov², L.P. Churilov³, Yu.T. Demidov¹

¹Northwest Research and Production Center “Sotsium”, Saint Petersburg, Russia;

²Experimental Apiary “Poliarnoye Siyaniye”, Murmansk Region, Russia;

³Saint-Petersburg State University, Saint Petersburg, Russia

* Email: vf-marar@mail.ru

Current anthropogenic changes in the biosphere pose serious threats to the existence of bees and the conditions of pollination-dependent ecosystems. Governmental efforts are inadequate to the threats and lag behind the observed process of bee extinction. Community initiatives may partly ameliorate the current situation. These issues are briefly discussed as a background for presenting the unique experience of successful bee keeping in Murmansk Region well beyond the Arctic Circle.

Keywords: Arctic, apiary, bees, bee keeping.

Посвящается Геннадию Алексеевичу Чударову (1950–2018), первому пасечнику Заполярной пасеки третьего тысячелетия «Полярное сияние»

Введение

Критически важным фактором равновесия наземных экосистем является сформировавшееся за сотни миллионов лет эволюции жизни на Земле взаимодействие между насекомыми-опылителями и опыляемыми ими растениями, без которого невозможно существование многих видов растений, в том числе имеющих сельскохозяйственное значение. В настоящее время антропогенное преобразование биосферы приводит ко все усложняющемуся замещению природ-

ных экосистем землями, отводимыми под сельскохозяйственное производство, в первую очередь ветроопыляемых злаковых, которые не являются пищевым ресурсом для опылителей, в том числе пчел, и не нуждаются в них. Растут занятые под промышленность и урбанизированные территории. Сокращение мест обитания насекомых, участвующих в опылении как диких, так и культивируемых растений, приводит не только к нарушению природных экосистем, но и к тому, что интенсивность опыления насекомыми ста-

новится фактором, лимитирующим урожайность целого ряда важных сельскохозяйственных культур [5].

Среди опылителей исключительно большую роль играют пчелы и шмели. Некоторые виды растений адаптированы именно к этим насекомым. Дефицит природных опылителей, возникающий вследствие сокращения их мест обитания, может быть компенсирован разведением домашних пчел.

Ввиду значения пчел как опылителей культурных растений, без которых развитие человеческой цивилизации было бы невозможным, взаимоотношения между пчелами и людьми можно рассматривать как своего рода симбиоз. Одной из сторон этого симбиоза является длящаяся тысячи лет традиция использовать продукты жизнедеятельности пчел для питания (мед), медицины (прополис, яд и др.) и ремесел (воск). Разведение домашних пчел для этих целей способствовало их превращению в процветающий и местами доминирующий биологический вид [4].

В целом признается, что без пчел то, что называют «устойчивым развитием», недостижимо [4]. Однако в последние несколько десятилетий во многих частях света, в первую очередь тех, где сельскохозяйственное производство наиболее интенсифицировано, включая Европу и Северную Америку, наблюдается массовое вымирание как диких, так и домашних пчел [5, 8]. Например, в 2006 году в Соединенных Штатах, по разным оценкам, погибло полностью или частично от 20 до 40% колоний диких пчел. В этом же году был выделен так называемый «синдром разрушения пчелиных семей» [8]. Он выражается в том, что рабочие пчелы, покинувшие улей, не возвращаются в него. Однако на численность домашних пчел это не повлияло, поскольку пчеловоды могут ее восстанавливать разделением ульев. Тем не менее, пчелы продолжают исчезать, и если это будет продолжаться нынешними темпами, то по некоторым прогнозам к 2035 году их совсем не станет. Без пчел из продуктовых магазинов исчезнет как минимум половина товаров: яблоки, авокадо, виноград, персики, арбузы, кофе и др. Но даже без вымирания пчел рост их численности не достаточен, чтобы поспевать за ростом необходимости в опылении культурных растений [2].

Причин, негативно сказывающихся на состоянии пчел, несколько [3, 5]. Одной из них является широкое использование пестицидов, оказавшихся токсичными в равной степени и для вредителей, и для опылителей. Другая причина состоит в глобализации, приводящей к переносу паразитов и болезней пчел. К числу первых относятся, например, завезенный из Азии клещ варроа, считающийся ответственным за «синдром разрушения...». Неблагоприятно сказываются на опылителях последствия глобального потепления. Существуют данные о способности искусственных электромагнитных полей вызывать изменения в поведении насекомых [9].

Бедой с пчелами не обошла стороной и Российскую Федерацию. Если судить по сообщениям пчеловодов, трупами пчел буквально усыпаны Башкирия, Марий Эл, Татарстан, Удмуртия, Ульяновская, Курская, Тульская, Брянская, Воронежская, Липецкая, Московская, Нижегородская, Рязанская, Ростовская, Саратовская, Смоленская области, Мордовия, Краснодарский край, Ставрополье, Алтай. Мертвых пчел вывозят с пасек грузовиками. Причиной массовой гибели пчел считают неконтролируемое применение пестицидов. Принимаемые (а тем более не принимаемые) меры не помогают предотвратить катастрофу¹.

К числу мер, принимаемых в Европе и Северной Америке, относятся законодательные ограничения на использование определенных классов пестицидов, в первую очередь никотиноидов [6].

В России единый Федеральный закон о пчеловодстве до настоящего времени (2020 год) не принят. В 2015–2017 годах в Государственную Думу РФ вносились на рассмотрение проекты законов о пчеловодстве в России, но они были отклонены².

В частности, законопроектом № 869166-6³ предлагалось установить гражданам и юридическим лицам России правовые основы (i) выполнения условий содержания медоносных пчел в населенных пунктах и использования для опыления энтомофильных культур как основной функции пчеловодства, (ii) охраны медоносных пчел, а также (iii) производства продуктов пчеловодства и создания условий для повышения эффективности отрасли пчеловодства.

Также этот проект Федерального закона предусматривает меры по охране медоносных пчел и их кормовой базы. Однако эти уложения на данный момент никак не конкретизированы.

На основе проекта Федерального закона приняты региональные Законы о пчеловодстве, примером которых может быть закон, действующий в Архангельской области⁴.

Если и дальше ждать адекватных решений со стороны вышестоящих инстанций, ситуация будет становиться только хуже. Замедлить этот процесс могут инициативы на местах. Об одной из них речь пойдет ниже.

Проект «Заполярная пчела»

Один из соавторов этой публикации (В.Ф.М., директор Северо-Западного научно-производственного центра «Социум») в 2007 году побывал на проходившей в Санкт-Петербурге встрече ветеранов, занимав-

¹ См. например: <https://debat.me/654-pochemu-vymiranie-pchel-eto-katastrofa-dlya-vsego-mira>

² См.: <http://personright.ru/pchelovodstvo/573-zakon-pchelovodstvo-rf.html#proekt>

³ <https://sozd.duma.gov.ru/bill/869166-6>

⁴ <http://personright.ru/pchelovodstvo/576-arhangelsk-region-pchelovodstvo-zakon.html>

ших некогда руководящие должности в Заполярье. Среди разных воспоминаний там прозвучало: «А мы по заданию И.В. Сталина в конце сороковых годов прошлого века получали мед у нас в Мурманской области, за Полярным кругом!»

В Мурманске разговоры о северном меде и пчелах не нашли понимания со стороны специалистов-аграриев.

Пришлось обратиться к архивам. Там и обнаружались, причем в архивах НКВД (!), отчеты специалистов Сельскохозяйственной академии им. К.А. Тимирязева о пчеловодческом эксперименте в 1949–1952 годах⁵. В отчете было отмечено среди прочего и то, что устойчивость потребителей меда к простудам значительно улучшалась, что может быть очень важно в полярную ночь для поддержания здоровья северян, в том числе детей.

Мед на Севере был и до «сталинской» пасеки, еще в начале прошлого века. Самым старым изданием по пчеловодству в Мурманской областной научной библиотеке оказалась книга А.М. Бутлерова (всемирно известный химик-органик, создатель теории строения органических веществ) «КАКЪ ВОДИТЬ ПЧЕЛЪ», опубликованная в 1916 году (десятое издание) [1]. Она могла служить руководством для северян с семейными пасеками (от двух до трех, четырех пчелосемей) более ста лет назад.

Помимо частных пасек на юго-востоке Кольского полуострова (Терский берег) пчелы в начале прошлого века появились в промышленных масштабах в Мурманской области в 1930-х годах, когда их завезли для опыления сельскохозяйственных культур в теплицах совхоза «Индустрия», где они и работали до 1938 года. Тогда вопрос о производстве меда не стоял, но после войны в планы по подъему сельского хозяйства области были включены задачи по развитию пчеловодства как новой отрасли.

В 1949 году, осуществляя этот план, областное управление сельского хозяйства совместно с научно-исследовательским институтом пчеловодства завезло в Мурманскую область большую партию пчел. А в 1951–1953 годах Краснодарская краевая опытная пчеловодная станция провела в Мурманской области производственный эксперимент по использованию медоносной растительности Заполярья пчелами, завезенными из Краснодарского края. В ходе эксперимента исследовались такие вопросы:

- определялись время и способы пересылки пчел;
- определялась оптимальная сила пчелиных семей для максимального использования медосбора в условиях севера;
- изучалась нектаропродуктивность основных медоносов;

⁵ Архивные данные гос. архива Мурманской области: Фонд Р-974, опись 1, дело 162, 188, 191.

– выяснялись проблемы зимнего содержания пчел в условиях Заполярья.

По результатам пчеловодной экспедиции отмечалось, что, хотя первая часть плана по развитию пчеловодства в Мурманской области и решена, новая отрасль сельского хозяйства требует к себе серьезного внимания и дальнейшего изучения приемов и методов ухода за пчелами в суровых условиях.

Экспедиция отмечала своеобразие и видовое богатство медоносной растительности Кольского полуострова. В составе медоносов нет древесных пород, за исключением ивовых, а основными медоносами признаны дикорастущие ягодники: морошка, голубика, черника, брусника, занимающие около 2 млн га, и кипрей (иван-чай), занимающий около 1,5 млн га.

Так появились основания к тому, чтобы в 2008 году при содействии тогдашнего губернатора Мурманской области Юрия Алексеевича Евдокимова было принято решение организовать на основе государственно-частного партнерства в рамках проекта «Заполярная пчела» заполярные пасеки для замены сахара на мед в школах и детских садах Мурманской области.

Силами Северо-Западного социологического исследовательского центра «Социум» совместно с администрацией Терского района Мурманской области в 2008 году за Полярным кругом в пос. Умба была организована опытная пасека «Полярное сияние» из двадцати пчелосемей. За десять лет ее работы (до 2019 года) выводы специалистов Тимирязевской академии были подтверждены. Главное, удалось в 2010 году вырастить северную пчелу за Полярным кругом!

Начали выполнение проекта с закупки ульев для опытной пасеки. Используемый тип улья: деревянный многокорпусный, на рамку 435×145 мм по технологии «АпиРусс», произведенный в России. Все внутренние детали улья выполнены из пенополистирола высокой плотности, что гарантирует легкость, долговечность, комфортные условия для пчел в течение всего года. Пасека состояла из 20 полнокомплектных ульев с пчелосемьями, в ней было все нужное – медогонка, фильтры, емкости для хранения меда, индивидуальная экипировка пчеловода, воск для покрытия рамок, аптечка, стол для обслуживания рамок, инструмент различного типа, в том числе стамески, вилки, ножи и пр.

Опыт, приобретенный в 2008–2019 годах, показал, что в Заполярье период цветения медоносов позволяет получать до двух сборов меда, и при грамотной организации работ пасек достижим рубеж в 20–25 кг товарного меда с семьи, что соответствует средним показателям сбора меда в Карелии и Финляндии. Максимальный показатель сбора меда с улья – 36 кг. При этом в улье остается мед для пчелиной семьи на зимний период. Внедрение новых технологий и модального оборудования сделало содержание пчел до-

ступным людям всех возрастов, а возможность быстрого получения результата делает работу с ними захватывающим и интересным занятием.

На опытной пасеке были подтверждены наблюдения сотрудников Тимирязевской академии. Сроки цветения медоносов имеют интервалы 10 и более дней в зависимости от условий погоды отдельных лет. Последовательность цветения медоносов создает естественный конвейер. При условии благоприятной погоды цветение медоносов начинается со второй половины мая и кончается в первой декаде сентября. Но отмечалось, что взяток как с первых весенних растений, цветущих в мае (ива), так и поздних, цветущих в августе (вереск), обычно пчелами или совсем не используется из-за низкой температуры, или используется не полностью.

Сравнительный анализ сроков и продолжительности цветения медоносов в Мурманской области показал, что, несмотря на поздние сроки зацветания, многие медоносы отличаются более продолжительным сроком цветения. Большой период цветения вида, а не отдельных растений, характерен для горных районов области. Так, в Хибинах, расположенных высоко над уровнем моря, срок вегетации растений и начало цветения медоносов наступает на 10–12 дней позже, но многообразие условий жизни для вида способствует растягиванию сроков цветения, что имеет положительное значение для медосбора.

Анализ полученных архивных материалов и данных опытной пасеки «Полярное сияние» позволили сделать следующие выводы [2, 3].

– Пчеловодство в Мурманской области в основном обеспечено естественной кормовой базой. Важнейшими в отношении медоносности растительными группировками области являются леса и кустарники с разнотравьем, особенно в долинах рек и ручьев, участки лугов, поляны с разнотравьем среди лесов и т. п. Более богаты медоносной растительностью горные районы, в которых цветение медоносов распределяется по периодам лета более равномерно. Однако, вследствие большей краткости вегетационного периода, использование горных районов для медосбора возможно лишь методом передвижных павильонов.

– Основным препятствием для развития пчеловодства являются климатические условия. Так, нектаро-выделение в Заполярье подвержено большим колебаниям в зависимости от метеорологических условий, нередко значительно снижающих или даже прекращающих медосбор. А длительный период зимовки и низкие температуры весной, то есть в самый ответственный период начала расплода, а также осенью, при подготовке пчел к зиме и летом, снижают активность пчел и ограничивают запасы пыльцы, так необходимой им в качестве белкового корма, что не всегда может быть компенсировано искусственным посевом

медоносов. Поэтому для сглаживания влияния этих неблагоприятных климатических условий следует практиковать накопление запасов перги и применять искусственную подкормку, чтобы обеспечить пчел и, прежде всего, детку кормом.

– Важнейшими дикорастущими медоносными растениями Мурманской области являются:

а) в весенний период (в среднем первая половина июня) – ивы раннецветущие и со средними сроками цветения (ива козья, мохнатая, лапландская, копьевидная, одновременная, чернеющая, финиколистная);

б) в раннелетний период (в среднем вторая половина июня – первая декада июля) – черника (основной медонос), морощка, голубика, герань лесная и луговая, купальница европейская, багульник, сурепка, одуванчик, черемуха;

в) в средне-летний период (в среднем вторая и, частично, третья декада июля) – рябина, брусника, клевер ползучий или белый, звездчатка злачная;

г) в позднелетний период (вторая половина июля и до конца лета пчел) – кипрей или иван-чай (медопродуктивность с 1 га составляет 312–325 кг), золотая розга, бодяк разнолистный, горькуша альпийская, вереск.

– Преобладание низких температур летом, отрицательно влияющих на выделение нектара и на активность лета пчел, периоды засухи, неблагоприятно отражающиеся на медосборе, а также необходимость нивелировать малую обеспеченность естественной медоносной флорой средне-летнего периода, в особенности его второй половины, вследствие того, что обильное цветение рябины, брусники и клевера происходит с периодичностью раз в три года, делают обязательными припасечные участки искусственных посевов медоносных растений.

– Для припасечных посевов рекомендуются:

а) специальные медоносы: фацелия пижмолистная (медопродуктивность – 250 кг с 1 га), бурачник (медопродуктивность – около 200 кг с 1 га) и синяк обыкновенный (медопродуктивность с 1 га за сезон составляет 207–645 кг);

б) декоративные медоносы, испытанные Полярно-альпийским ботаническим садом:

– для весеннего периода – кандык;

– для раннелетнего периода – водосборы или орлики, роциола линейнолистная;

– для средне- и позднелетнего периода – мак голостебельный, василек горный, синюха обыкновенная, гречиха змеиная и мясокрасная;

в) культурные кормовые растения – борщевики, гречиха Вейриха, горчица (медопродуктивность с 1 га посевов – от 40 кг);

г) дикие кормовые растения – клевер: ползучий, гибридный или шведский; горошки: мышиный и заборный (подсев на целинных участках).

В целом, итоги работы опытной пасеки «Полярное сияние» полностью подтвердили архивные выводы и рекомендации «сталинских» пасек прошлого века. Накопленный эмпирический опыт в 2008–2019 годах повторно показал, что в Заполярье не только возможно собирать мед, но реально получать два сбора меда. Причем мед первого сбора (разнотравье) по вкусовым качествам резко отличается в лучшую сторону, а в количественном отношении может оказаться преобладающим.

Приведем некоторые характеристики северного меда по протоколам испытаний 2009–2017 годов, проведенных в Мурманской областной ветлаборатории:

- массовая доля воды в среднем 18,6 (норма не более 21);
- общая кислотность в среднем 1,2 (норма не более 4);
- диастазное число 17,9–21 (норма не менее 7);
- массовая доля сахарозы 1,4 (норма не более 6).

Таким образом, получен очень качественный северный мед, пчелы на пасеке могут пережить заполярную зиму, и, главное, удалось вырастить пчелу в Заполярье!

Но в настоящее время, в немалой степени в связи с безвременной кончиной пасечника Г.А. Чударова (1950–2018), десять лет отдавшего данному проекту, проект «Заполярная пасека» приостановлен.

Дело, которое во многом держалось на энтузиазме Г.А. Чударова и, теперь уже, экс-губернатора Мурманской области Ю.А. Евдокимова, не было поддержано последующими руководителями области, которые не только не продолжили совместную работу по проекту «Заполярная пасека», но и фактически препятствовали его развитию. А без поддержки и помощи властных структур развить новую отрасль в регионе невозможно. Видимо, эта ситуация, возникшая в Мурманской области, стала отражением общей ситуации в России. У пчел и пчеловодов нет серьезного лобби на федеральном уровне.

Заключение

Мы готовы предоставить всем желающим наш опыт и знания, полученные на пасеке «Полярное сияние» на Терском берегу в 2008–2019 годах.

Публикуя наши материалы [2, 3], мы пытаемся пропагандировать простую и эффективную технологию организации и ведения собственной частной пасеки на базе многокорпусных ульев. Весь комплекс работ при таком содержании пчел сводится к следующим операциям: выставка ульев из зимовников; перестановка корпусов с одновременной заменой доньев; расширение гнезд постановкой третьего корпуса; поста-

новка четвертого корпуса перед главным медосбором; замена и установка дополнительных корпусов в период главного медосбора; откачивание меда; подготовка пчел к зимовке. Все операции проводятся только корпусами!

При таком содержании пчелиных семей исключаются многие трудоемкие операции, такие как разбор гнезда и подробный осмотр рамок, многократное расширение гнезд отдельными рамками, подробный осмотр и сборка гнезда на зимовку. Упрощается техника осмотра пчелиных семей. При правильной организации содержания пчел в многокорпусных ульях большая часть затрачиваемого пчеловодом труда и времени приходится на подготовительные работы, выполняемые главным образом зимой (наващивание рамок, подготовка корпусов и т. д.).

Под «собственной пасекой» мы понимаем, прежде всего, «семейную пасеку» и предлагаем два варианта ее совместной с нами организации и развития.

Вариант 1: «Авторское сопровождение семейной пасеки». Мы помогаем желающим за их счет купить, привезти улья и пчел. Обучаем необходимому «минимуму» пчеловода и в дальнейшем осуществляем «авторское сопровождение» семейной пасеки, консультируя по всем возникающим проблемам. Пасека может быть расположена на нашей базе в Терском районе или в другом месте региона. Владельцы сами ухаживают за пчелами и получают мед и другие сопутствующие «пчелиные» удовольствия. При этом, важно отметить, к ним относится абсолютное исключение употребления спиртных напитков и наркотиков (по крайней мере на пасеке).

Вариант 2: «Авторская эксплуатация семейной пасеки». Мы помогаем желающим за их счет купить необходимое оборудование, привезти улья и пчел. Но если нет времени и желания или в силу других причин (например, «пчелиный страх») возможности заниматься семейной пасекой, мы по договору осуществляем полный цикл эксплуатации семейной пасеки на условиях, оговоренных в договоре. Пасека будет расположена на нашей базе на Терском берегу. Можно в любое время приехать на пасеку, привезти детей, внуков и посмотреть на это чудо. По итогам сезона будет получен мед для семьи, а со временем возможен переход к первому варианту.

Оба варианта могут быть реализованы для коллективов организаций и учреждений региона.

В наше время пчеловодство стало вполне доступным для каждого и в северной климатической зоне может стать прибыльным занятием для сельских жителей и дачников. В основу метода пчеловодства, который мы предлагаем, положен тезис: «Не навреди!» Практически этот тезис воплощается в последовательности несложных действий, выполняемых одним че-

ловеком в течение весны, лета и осени. Для ведения пасеки на усадьбе или даче необходимо выделять всего несколько часов в неделю, и будет свой мед!

Все затраты на пасеку окупаются в течение года, то есть в мае закупили оборудование и пчел, а в октябре реализовали продукцию – не только мед, но со временем и пыльцу, прополис, пергу, воск, а при определенном навыке и маточное молочко.

Сегодня на такой основе в Терском районе появились шесть частных пасек от двух до шести ульев. Может показаться, что мало, но это не Краснодарский край, а Мурманская область, и это только начало.

За 2008–2019 годы накоплен уникальный опыт возведения пчел в Заполярье и выведена северная пчела; получены в аренду 5000 кв. метров земли в Терском районе, построены фундамент и сруб под гостевой домик, три лаборатории для развития пчеловодства, баня и подсобные помещения. Необходимо завершить строительство научно-производственного комплекса и организовать промышленную пасеку (при 100 ульях она будет окупаться) и апи-домики. В рамках проекта «Заполярная пасека» предполагалось организовать новый вид услуг на севере – сон на ульях с пчелами в апи-домиках. Этот способ восстановления здоровья

набирает популярность. Апитерапия (лечение пчелами и продуктами пчеловодства) была очень сильно развита в Царской России. Сейчас она возрождается.

Хочется верить, что эта публикация поможет российским пчелам и пчеловодам обрести серьезных лоббистов на федеральном и региональных уровнях. Пчеловодство в Российской Федерации долгое время не имело государственной поддержки. Надеемся, что проект «Заполярная пчела» будет продолжен не только в Мурманской области. Приглашаем в качестве партнеров и инвесторов всех желающих участвовать в развитии пчеловодства в северных регионах России. Мы готовы к обсуждению совместной реализации этого проекта в любой удобной форме и в любое удобное время.

Совместная реализация этого проекта позволит получать уникальные заполярные продукты пчеловодства, которые могут использоваться как экологически чистые и полезные добавки к питанию для детей и школьников Заполярья. Туристический, научно-производственный комплекс может использоваться для проведения исследований по развитию отрасли, научно-методической и консультационной помощи северянам в организации частных пасек по всему региону, для проведения встреч, семинаров, учебы.

Литература

Список русскоязычной литературы

1. Бутлеров АМ. Как водить пчел. Санкт-Петербург; 1916.
2. Демидов Ю, Марарица В, Чударов Г. Как водить пчел на Севере в третьем тысячелетии. Мурманск; 2012.
3. Марарица ВФ. Пчелы в Заполярье. Пчеловодство, 2013;(1):38-9.

Общий список литературы/Reference list

1. Butlerov AM. Kak Vodit' Pchiol. [How to Breed Honey Bees]. Saint Petersburg; 1916. (In Russ.) <https://www.booksite.ru/fulltext/butlerov/text.pdf>
2. Demidov Yu, Mararitsa V, Chudarov G. Kak Vodit' Pchiol na Severe v Tretyem Tysiacheletii. [How to Keep Bees in the North in the Third Millenium]. Murmansk; 2012. (In Russ.)
3. Mararitsa VF. [Honey bees beyond the Arctic circle]. Pchelovodstvo. 2013;(1):38-9. (In Russ.)
4. Alaux C, Le Conte Y, Decourtye A. Pitting wild bees against managed honey bees in their native range, a losing strategy for the conservation of honey bee biodiversity. Front Ecol Evol. 2019;7. doi: 10.3389/fevo.2019.00060.
5. Bennett JM, Steets JA, Burns JH, Burkle LA, Vamosi JC, Wolowski M, Arceo-Gómez G, Burd M, Durka W, Ellis AG, Freitas L, Li J, Rodger JG, Ștefan V, Xia J, Knight TM, Ashman T-L. Land use and pollinator dependency drives global patterns of pollen limitation in the Anthropocene. Nat Commun. 2020;11. doi: 10.1038/s41467-020-17751-y.
6. Decourtye A, Alaux C, Le Conte Y, Henry M. Toward the protection of bees and pollination under global change: present and future perspectives in a challenging applied science. Curr Opin Insect Sci. 2019;35:123-31.
7. Patel V, Pauli N, Biggs E, Barbour L, Boruff B. Why bees are critical for achieving sustainable development. Ambio. 2020. doi: 10.1007/s13280-020-01333-9.
8. Potts SG, Biesmeijer JC, Kremen C, Neumann P, Schweiger O, Kunin WE. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. Trends Ecol Evol. 2010;25:345-53.
9. Vanbergen AJ, Potts SG, Vian A, Malkemper EP, Young J, Tscheulin T. Risk to pollinators from anthropogenic electro-magnetic radiation (EMR): Evidence and knowledge gaps. Sci Tot Environ. 2019. 10.1016/j.scitotenv.2019.133833.

ОКИСЛИТЕЛЬНО-ВОССТАНОВИТЕЛЬНЫЙ ПОТЕНЦИАЛ КАК ПОКАЗАТЕЛЬ СОСТОЯНИЯ ОБЪЕКТОВ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Т.Д. Шигаева*, Ю.М. Поляк, В.А. Кудрявцева

Санкт-Петербургский Федеральный исследовательский центр Российской академии наук, Санкт-Петербург, Россия

Эл. почта: * t.sh54@mail.ru

Статья поступила в редакцию 29.06.2020; принята к печати 25.08.2020

В обзоре рассмотрено окислительно-восстановительное состояние различных сред (донных отложений, почв, природных и сточных вод, биологических объектов), каждая из которых имеет свою специфику определения окислительно-восстановительного потенциала (ОВП, E_h). Полученные в многочисленных исследованиях результаты позволяют лучше понять характер протекания окислительно-восстановительных процессов в почвенных и водных экосистемах, управлять качеством природных сред, выявлять особенности процессов жизнедеятельности биологических систем. Окислительно-восстановительное состояние природных объектов изменяется под действием антропогенных факторов, при этом изменяется и величина E_h . В водных экосистемах это может привести к преобладанию восстановительных процессов, которые сопровождаются миграцией из донных отложений в воду соединений металлов, азота и фосфора, что может стать причиной вторичного загрязнения природных вод. Преобладание восстановительных процессов в почве вызывает снижение ее плодородия и требует проведения мероприятий по регулированию почвенных окислительно-восстановительных условий. Результаты изучения окислительно-восстановительных свойств объектов природной среды могут быть использованы для оценки их экологического состояния в условиях длительной антропогенной нагрузки и выявления наиболее уязвимых зон. Данные, полученные при изучении окислительно-восстановительных процессов биологических систем, указывают на связь между изменениями ОВП среды и развитием микроорганизмов, свидетельствуют о возможности широкого использования измерений E_h в биотехнологии и медицине.

Ключевые слова: окислительно-восстановительные процессы, водные экосистемы, донные отложения, почвы, сточные воды, микроорганизмы.

THE REDOX POTENTIAL AS AN INDEX OF THE STATE OF ENVIRONMENTAL ENTITIES

T.D. Shigaeva*, Yu.M. Polyak, V.A. Kudryavtseva

Saint-Petersburg Federal Research Center of the Russian Academy of Sciences, Saint Petersburg, Russia

* Email: t.sh54@mail.ru

The present review addresses the redox conditions of bottom sediments, soils, natural waters, waste waters, and biological objects, each having its specificities with regard to quantitating its redox potential (E_h). Insights gained from numerous studies provide for better understanding the modes of redox processes in soils and aqueous ecosystems, finer controlling the quality of natural milieus and deeper understanding vital processes in organisms. The redox conditions, as reflected by E_h , of natural entities are altered by anthropogenic impacts. In aqueous ecosystems, this may enhance reductive processes associated with migration of metal-, nitrogen- and phosphorus-containing compounds from bottom sediments into water thus promoting the secondary environmental pollution. The predominance of reduction in soils decreases their fertility and necessitates taking measures aimed at controlling redox conditions in soils. Studies of the redox properties of natural entities are useful for assessing their ecological conditions under long-term anthropogenic impacts and for detecting the most vulnerable zones. Data obtained in studies of redox processes in organisms highlight the relationships between the development of microorganisms and changes in E_h of their environment and suggest possibilities for using E_h measurements in biotechnology and medicine.

Keywords: redox processes, aqueous ecosystems, bottom sediments, waste water, microorganisms.

Введение

Окислительно-восстановительные характеристики сточных и природных вод, донных отложений (ДО), почв и микробиологических сред важны вследствие их практического значения, так как большин-

ство явлений природы и процессов жизнедеятельности организмов обусловлены реакциями окисления и восстановления. Окислительно-восстановительный потенциал (ОВП, E_h) является не только характеристикой объекта, но и индикатором его экологиче-

ского состояния. Существуют как позитивные, так и негативные оценки информативности окислительно-восстановительных измерений. Такой разброс мнений обусловлен сложностью интерпретации ОВП, а желание использовать данные потенциометрических измерений E_h в качестве обобщенного показателя часто приводит к некорректной трактовке получаемых результатов.

Анализ исследований по данной теме проведен в ряде работ [3, 21, 23, 44]. Показано, что длительность и плохая воспроизводимость измерений E_h зачастую связана с гетерогенностью потенциалопределяющей редокс-системы, отсутствием равновесия между твердой и жидкой фазами, низкой концентрацией электрохимически активных редокс-компонентов. Открытие эффекта селективности в измерениях E_h позволило расширить область применения редоксметрии. Полезный эффект достигается за счет адсорбционных и каталитических свойств материала индикаторного электрода, поэтому при исследовании сложных объектов, содержащих несколько редокс-систем с разной кинетической составляющей, важную роль играет правильно подобранный редоксметрический электрод [27].

К настоящему времени накоплен большой объем экспериментальных данных по исследованию ОВП в водных и почвенных экосистемах, в биологических средах. Каждый из вышеуказанных объектов имеет свою специфику измерений E_h и требует особого подхода к интерпретации получаемых результатов.

Природные воды

В мониторинговых исследованиях вод рек, озер и морей окислительно-восстановительный потенциал используется как экологический показатель состояния объектов [2, 12, 27, 35, 38, 59, 70]. Значения E_h природных вод охватывают область потенциалов от -400 до 700 мВ относительно насыщенного хлорид-серебряного электрода [23]. В природных водах только системы Fe^{+3}/Fe^{+2} и S^0/S^{-2} обладают достаточной электрохимической активностью, чтобы определять направление процессов в среде и на индикаторном электроде. В большинстве природных вод концентрации потенциалопределяющих систем малы. В этих условиях система O_2/H_2O оказывается более буферной, что приводит к установлению на редоксметрическом электроде либо случайных, либо компромиссных потенциалов.

В насыщенных кислородом водоемах преобладают процессы самоочищения водной среды. Антропогенная нагрузка ухудшает кислородный режим водоемов, что оказывает отрицательное влияние на состояние водных экосистем. При дефиците кислорода и формировании анаэробных условий на границе раздела «донные отложения – вода» преобладают процессы

восстановления, что является одним из важнейших факторов повышения миграционной подвижности химических веществ в донных отложениях и их перехода в придонную воду.

В этих условиях миграция из донных отложений в воду соединений металлов, в том числе и биологически активных, а также неорганических форм азота и фосфора существенно возрастает. Изучение миграционных процессов и перераспределения накопившихся загрязняющих веществ из ДО в придонный водный слой позволяет оценить вторичность загрязнений водного объекта. Одну из основных ролей в этих процессах играет восстановление и растворение гидроксидов железа и марганца. Содержащиеся в гидроксидах тяжелые металлы мобилизуются и мигрируют вместе с растворенными формами $Mn(II)$ и $Fe(II)$ в поровые, а затем за счет диффузии в придонные и поверхностные воды. В связи с вышеизложенным внимание исследователей сосредоточено в большей степени на изучении процессов, протекающих на границе ДО–поровые воды–придонная вода [18, 25, 32, 40, 76].

До недавнего времени редокс-цикл соединений $Fe(III)-Fe(II)$ на гетерофазной границе ДО–придонный слой связывали со сменой окислительно-восстановительных условий. Теперь выявлены неизвестные ранее особенности распределения различных соединений железа в поровом растворе тонких слоев ненарушенных кернов морских ДО. Исследования показали [64], что окисление $Fe(II)$ может происходить и в анаэробных условиях. Чисто химическое окисление $Fe(II)$ в поровых водах практически не встречается. Редокс-цикл существует в основном благодаря жизнедеятельности микроорганизмов, которые обеспечивают как восстановление, так и окисление соединений Fe , в том числе в анаэробных условиях.

Соотношение $Fe(II)/Fe(III)$ подвержено сезонным колебаниям. Например, в работе [19] изучено изменение $Fe(II)/Fe(III)$ в течение года в иловых водах Можайского водохранилища (табл. 1). Соотношение разных форм железа большую часть года, за исключением сентября, декабря и марта, составляло более 1. Изменение величины E_h в нижних и верхних слоях ила было приблизительно одинаковым: от $+40$ до -130 мВ.

Миграция в воду соединений марганца, как и соединений железа, со дна пресноводных и морских экосистем происходит в результате процессов трансформации веществ, ранее поступивших в донные отложения. В ходе восстановления окисных соединений марганец поступает из твердой фазы в поровый раствор, откуда мигрирует в воду. Плотность потока растворенных соединений Mn из донных отложений в воду определяется особенностями накопления и трансформации Mn в отложениях и зависит от факторов, формирующих свойства окружающей среды.

Содержание и соотношение форм Fe в поровом растворе илов водохранилища [19]

Месяц	Придонная вода, мг/л		Концентрации Fe(III) в поровом растворе (мг/л) для слоев ила (см)											
			0–2		2–5		5–10		10–15		15–20		20–25	
	O ₂	NO ₃ ⁻	Fe(III)	$\frac{Fe(II)}{Fe(III)}$	Fe(III)	$\frac{Fe(II)}{Fe(III)}$	Fe(III)	$\frac{Fe(II)}{Fe(III)}$	Fe(III)	$\frac{Fe(II)}{Fe(III)}$	Fe(III)	$\frac{Fe(II)}{Fe(III)}$	Fe(III)	$\frac{Fe(II)}{Fe(III)}$
IX	0,6	1,9	0,65	1,15	0,52	1,15	0,66	1,52	0,52	1,15	0,63	0,51	0,45	0,89
X	6,9	1,2	0,55	1,54	0,45	1,90	0,24	3,67	0,36	1,67	0,66	1,15	0,18	3,44
XI	9,7	1,4	0,22	4,18	0,32	2,38	0,44	1,55	0,40	2,10	0,68	1,41	1,28	1,06
XII	2,6	3,4	0,08	2,5	0,84	1,28	0,16	2,75	0,64	1,31	0,64	0,56	0,08	1,38
II	2,4	2,1	0,32	1,62	0,32	2,00	0,44	1,73	0,60	1,27	0,28	2,71	0,20	2,8
III	0,7	3,9	1,36	0,88	2,04	0,61	3,20	0,68	2,96	0,82	1,20	1,00	3,08	0,49
IV	10,6	5,2	0,20	2,60	0,32	2,00	0,44	1,45	0,24	2,00	0,52	0,00	0,40	0,00
V	3,6	8,5	1,16	0,93	0,68	1,12	0,44	1,54	0,80	1,20	0,24	2,67	0,44	1,91
VI	3,4	5,5	1,68	0,86	0,60	1,53	0,84	1,14	0,72	1,33	0,60	1,33	0,62	1,26
VII	0,3	3,0	1,16	1,28	0,36	2,78	0,44	2,45	0,96	1,50	0,20	4,00	0,84	1,33
VIII	6,4	0,4	0,20	3,40	0,20	3,40	0,20	1,2	0,20	3,40	0,12	7,66	0,28	3,57
Среднее	4,3	3,3	0,63	1,40	0,55	1,53	0,63	1,38	0,70	1,37	0,48	1,42	0,70	1,06

К последним относятся: а) геохимическое фокусирование соединений Mn в ходе осадконакопления; б) концентрация O₂ в придонной воде и глубина проникновения его в отложения; в) поток общего органического углерода на дно и содержание ОВ в ДО; г) величина подповерхностных потоков Mn в ДО и др. [20].

На примере Новосибирского водохранилища показано [24], что повышение концентрации ионов марганца в поверхностном слое воды происходит в результате восстановления соединений Mn(IV) до Mn(II). Установлено, что изменение концентрации кислорода, окислительно-восстановительных условий и величины pH оказывает влияние на мобильность марганца в воде. Найдена обратная зависимость между концентрацией соединений Mn(II) и концентрацией кислорода в поверхностных водах водохранилища. Основной поток растворенного марганца (II) поступает из донных отложений в придонный слой воды, а затем в водную толщу в летний и зимний периоды.

Наряду с процессами, происходящими в глубинном придонном сероводородном слое [56, 60], в настоящее время внимание привлекают прибрежные акватории, подверженные гипоксии [33, 40, 42]. Это явление обусловлено развитием прибрежных мегаполисов, строительством дамб, климатическими факторами, эвтрофикацией прибрежных вод. При гипоксии сероводородное заражение обусловлено отсутствием кислорода и разлагающимся мертвым зообентосом.

В ходе естественной миграции линии соприкосновения верхней границы сероводородного слоя водных масс с донной поверхностью формируется пояс редокс-неустойчивости, где наблюдается периодическая смена окислительных условий на восстановительные. Из-за изменения границы сероводородного слоя возникают условия, где одновременно повышается активность разных по типу энергетического обмена групп бактерий. При этом анаэробная микробиота менее чувствительна к температурному фактору, чем аэробная.

Перечисленные выше работы интересны тем, что в исследованных объектах присутствуют потенциально определяющие системы с окислительно-восстановительной буферностью, позволяющей корректно интерпретировать результаты. При обсуждении результатов, полученных для природных вод, следует обратить внимание на один очень важный фактор: активность микроорганизмов. Более подробно этот вопрос будет рассмотрен в разделе, посвященном биологическим средам.

Сточные воды

При анализе сточных вод возникает несколько проблем [17, 41, 74]. Одна из них связана с длительностью определения параметров качества вод, поступающих на очистные сооружения. После выявления превышения концентраций загрязняющих веществ в сточ-

ных водах их уже невозможно отвести для разбавления, детоксикации или иных действий, снижающих токсичное воздействие на активный ил. Последствия этого весьма печальны: ухудшаются основные технологические свойства ила, в том числе сорбционные, окислительно-деструктивные и седиментационные показатели, что приводит к снижению качества очистки воды. Одним из направлений решения этой проблемы является разработка методик оперативного контроля сточных вод.

В работе [45] предпринята попытка найти корреляцию между окислительным потенциалом и относительной стабильностью (S) сточных вод. На основании полученных данных авторы выявили зависимость между ОВП и S, что позволяет использовать E_h для оценки загниваемости воды и опасности ее состава для активного ила. Однако говорить о корреляции между вышеуказанными параметрами можно только для сточных вод предприятий пищевой промышленности, потенциалы которых находятся в области от -100 до 0 мВ. В этом случае ОВП задается системой сера-сульфид, возникающей в результате сульфатредукции органических соединений. Для остальных сточных вод получен огромный разброс данных.

При очистке токсичных нефтесодержащих стоков особенно актуальна оценка их окислительно-восстановительного состояния. В работе [15] исследовали влияние ОВП на процессы коагуляции нефтесодержащих токсичных стоков оксихлоридом алюминия и треххлористым железом. При использовании оксихлорида алюминия (10 мг/л по алюминию) в пробах с E_h более 30 мВ хлопьеобразование начинается через $3-4$ минуты, и к $10-20$ минутам осадок полностью формируется. В то же время в восстановленных условиях при такой же концентрации коагулянта этот процесс начинается значительно позже (через $2-3$ часа). Для треххлористого железа (80 мг/л по железу) в окислительных условиях коагуляция начинается через $10-12$ минут и заканчивается через 25 минут. В восстановленной среде даже через сутки не наблюдается формирования осадка.

Биологическая очистка сточных вод в аэротенках является наиболее эффективной для снижения содержания как органических соединений, так и соединений фосфора [46]. Основную роль в оптимизации процесса биологического удаления соединений фосфора играет активность метаболизма фосфат-аккумулирующих организмов. Установлена зависимость между окислительно-восстановительным потенциалом и миграцией фосфатов в системе активный ил-сточная вода. Отрицательные значения E_h способствуют иммобилизации фосфатов из активного ила в водную среду [45].

При очистке сточных вод важной задачей является предобработка таких, содержащее которых не под-

дается биоразложению. В последние годы для разрушения биологически неразлагаемых органических веществ используют окислительные процессы с применением озона, диоксида титана, реактива Фентона (H_2O_2 и $FeSO_4$) [43]. Реактив Фентона наиболее распространен, так как он дешевле других реагентов, прост в обращении, вступает в реакции с органическими веществами и при окислении не образует токсичных компонентов. Особенно широко реагент Фентона используется в текстильной промышленности, где пигментсодержащие сточные воды имеют высокие значения ХПК и БПК и их компоненты трудно разлагаются.

В работе [14] для мониторинга и расчета концентрации органических веществ в пигментсодержащих сточных водах использовали оперативные замеры окислительно-восстановительного потенциала. На основе взаимосвязи между концентрацией органических веществ (по химическому потреблению кислорода) и количеством реагента, необходимого для их окисления, определяли оптимальные дозы реагента Фентона. Полученные данные позволили вывести эмпирическое уравнение $ХПК = 8808 + 0,494H_2O_2 - 14,6E_h$. Программа управления дозированием реагента Фентона, основанная на эмпирическом уравнении и включающая замеры окислительно-восстановительного потенциала, была применена при испытаниях процесса окисления ОВ реагентом Фентона на опытной установке. Расчетная концентрация органических веществ в сточных водах, содержащих пигменты, хорошо согласовывалась с концентрацией, наблюдаемой в ходе проведения испытаний.

Из приведенных выше результатов можно заключить, что окислительно-восстановительный потенциал целесообразно использовать как оперативно определяемый показатель состояния сточных вод, но в каждом случае требуется отдельное исследование конкретного объекта для нахождения эмпирических зависимостей между E_h и ХПК, БПК.

Донные отложения

Интерес к измерению E_h в донных отложениях обусловлен прежде всего тем, что на границе осадок-придонная вода сосредоточена зона наибольшей микробиологической активности. Это позволяет определением окислительно-восстановительного потенциала находить «застойные» зоны, то есть места, в которые нельзя направлять сброс сточных вод. С другой стороны, изучение окислительно-восстановительного состояния пелагических донных отложений имеет важное значение для понимания процессов формирования различного вида конкреций.

На примере исследований А.М. Писаревского и соавт. [26] можно видеть разработку экспериментальных подходов. Были использованы платиновые и стеклянные редоксметрические электроды для опре-

деления окислительно-восстановительного потенциала, а также рН-метрические электроды, различные медиаторы. В качестве объекта исследований были выбраны донные отложения железо-марганцевых конкреций Тихого океана. Как и ранее [8, 33], при прямых измерениях были получены значения E_h в пределах 470–580 мВ (рН 7,1–7,7), причем расхождения в показаниях электродов в одном и том же образце достигали 100 мВ. Было сделано предположение, что трудности прямого определения E_h обусловлены тем, что потенциалопределяющая система и соответствующая ей реакция находятся не на границе электрод–раствор, а на границе осадок–контактирующий с ним раствор. Электрод в этом случае выполняет роль токоотвода, и проблемы, возникающие при измерении E_h в пелагических осадках, обусловлены плохим контактом потенциалопределяющих частиц с электродом.

В таких случаях эффективным может быть введение медиатора, который обеспечивает устойчивый электродный процесс при условии равновесия между системой медиатора и изучаемой системой. В работе [26] использовали два вида медиаторов: растворы $Fe(CN)_6^{3-4-}$ с суммарными концентрациями 10^{-3} М и 10^{-4} М, приготовленные на морской воде, и растворы I_2/KI . В обоих случаях устанавливались одни и те же значения потенциалов (650 мВ), сходимости между электродами достигала ± 3 мВ. Эти результаты указывают на то, что проведены были измерения именно редокс-системы осадка. На основании полученных данных был произведен расчет концентрации Mn^{2+} в иловой воде и сравнение экспериментальных данных с расчетными, основанными на предположении, что на поверхности электрода идет реакция диспропорционирования $MnOОН$ до MnO_2 . Полученные результаты хорошо согласуются между собой, что свидетельствует о потенциалопределяющем характере системы $MnO_{2(осадок)}/Mn^{2+}_{(иловая\ вода)}$.

В работе [9] приводится обзор современных представлений о накоплении железа и марганца в донных осадках Байкала и закономерностях образования железомарганцевых конкреций. Отмечено участие глубинных гидротерм в этом процессе. Впервые продемонстрировано возможное влияние руды на берегах озера и конкреционных образований на формировании донных отложений прилегающих районов.

Окислительно-восстановительные процессы играют важную роль и при формировании донных отложений, которые испытывают влияние речного стока, таких как осадки западной части Карского моря, в том числе и наиболее удаленные от устьев рек Обь и Енисей [34]. Органические вещества большей частью определяют механизм и масштабы диагенеза, результатом которого является перераспределение Mn, Fe и других химических элементов по профилю осадков. Этот процесс сопровождается переходом ре-

акционных форм железа и марганца в растворенное состояние, диффузией в иловую воду и формированием окисленных поверхностных горизонтов в виде миллиметровой пленки или слоя большей мощности (до 0,5 м). В окисленных донных отложениях отмечено появление железомарганцевых конкреций. Часто окисленный горизонт охристого цвета встречается в толще отложений вследствие поступления кислорода при участии бентоса, горизонтального обводнения по водоносным горизонтам. Основная масса донных отложений Карского моря является восстановленной, сформированной сульфидами железа, которые окрашивают осадки в серый и черный цвета, и метаном, часто в виде каверн [34].

Донные отложения водоемов являются их важнейшим компонентом и существенным образом влияют на состояние водных экосистем. С одной стороны, они способствуют самоочищению водной среды от загрязняющих веществ, накапливающихся в них за счет седиментации и сорбции. С другой стороны, ДО могут стать источником вторичного загрязнения воды из-за миграции накопившихся веществ при возникновении благоприятных для этого процесса условий [16].

Продолжительность депонирования загрязняющих веществ в ДО и, соответственно, отсутствие их миграции в придонную воду зависит от ряда факторов, среди которых большое значение имеет величина окислительно-восстановительного потенциала на границе раздела жидкой и твердой фаз [16, 49]. Особенно опасным является дефицит растворенного кислорода, формирование вследствие этого анаэробных условий в придонном слое воды и снижение величины E_h , поскольку это приводит к существенному увеличению миграции веществ из ДО. Именно такие условия способствуют накоплению в придонной воде металлов и биогенных веществ до концентраций, намного превышающих возможные в воде, насыщенной кислородом.

В условиях климатических изменений, наблюдаемых в последнее время, увеличение температуры воды становится одним из ключевых факторов в формировании дефицита кислорода в водоемах в летнее время, особенно на прибрежных мелководных участках. В водоемах, испытывающих антропогенную нагрузку, явление вторичного загрязнения водной среды может усугубляться за счет выделения из ДО растворимых соединений, содержащих металлы с низшей степенью окисления [1, 24]. Миграция растворенных форм меди, цинка, кадмия и свинца в системе «донные отложения–вода» зависит от дефицита кислорода и величины E_h в меньшей степени, чем миграция марганца и железа, и происходит как в ионной форме, так и в виде низкомолекулярных комплексных соединений [23].

Проблема загрязнения ДО потенциально опасными для экосистемы веществами является чрезвычайно

актуальной для Финского залива Балтийского моря [31, 69]. Крайне высокий уровень антропогенной нагрузки на акваторию Финского залива в результате близости мегаполиса Санкт-Петербурга, активной промышленной и сельскохозяйственной деятельности, развитой транспортной инфраструктуры обуславливает поступление поллютантов в воды залива и их накопление в современных илах седиментационных бассейнов. Активные дноуглубительные работы и строительство портов приводят к взмучиванию ДО и вторичному загрязнению акватории.

В работе [69] установлено, что в прибрежной зоне Финского залива в районах Приморска, порта Бронка и Большой Ижоры E_h донных отложений находится в области отрицательных значений (-100 мВ относительно насыщенного хлорид-серебряного электрода), что соответствует границе перехода от окисленной к восстановленной зонам. Такие условия способствуют выходу соединений металлов из ДО и загрязнению воды. В районе Графской бухты и Копорской губы E_h находится на уровне -250 мВ, то есть среда еще более восстановленная, и, следовательно, процессы выхода металлов могут усиливаться [11].

Важной причиной снижения окислительно-восстановительного потенциала являются микроводоросли, биомасса которых на станциях с отрицательным значением E_h значительно выше, чем на других станциях [10]. В местах скопления водорослей формируются водорослевые маты, из разлагающейся биомассы которых в воду и придонные слои поступают металлы. Кроме того, дефицит кислорода под водорослевыми матами способствует снижению окислительно-восстановительного потенциала и переходу металлов в подвижную форму, что приводит к дополнительной антропогенной нагрузке на прибрежную экосистему [53]. Такие процессы могут вызывать повышенное загрязнение воды и донных отложений, особенно в связи с масштабностью «цветения» водорослей в последние годы в условиях глобального потепления климата.

Окислительно-восстановительный потенциал как индикатор состояния почв

Характер протекания почвенных биохимических процессов зависит от окислительно-восстановительных условий, которые оказывают значительное влияние на разложение и накопление загрязняющих веществ, попадающих в почву в результате антропогенного воздействия [36, 55]. Высокая влажность обеспечивает условия для интенсификации аэробных и анаэробных микробиологических процессов, регулирующих деградацию поллютантов. В переувлажненных почвах возрастает количество восстановленных веществ, и аналогичные процессы происходят при повышении гумусированности почв [37].

Особую роль в почвенных процессах, как и в процессах, происходящих в водных экосистемах, играет оксидогенез железа. При избыточном увлажнении за счет редукции Fe(III) происходит оглеение и усиление гидроморфизма, что влечет за собой ряд деградиционных процессов [7]. Источником энергии для реакции восстановления Fe(III) является органическое вещество почвы, которое при этом окисляется. Редукция частиц гидроксида железа сопровождается утратой почвой своей структуры и снижением ее агрономической ценности. Содержание Fe(II) в почвенном растворе возрастает и может достичь токсичного для растений уровня [37].

В окислительной среде соединения железа являются носителями многих тяжелых металлов, что определяет их поведение в загрязненных почвах [61, 75]. В восстановительных условиях гидроксид железа растворяется, и токсичные соединения, высвобождаясь, загрязняют окружающую среду. С другой стороны, восстановленные условия среды оказывают влияние на процессы деградации загрязнителей, например, на деструкцию хлорированных углеводородов, которая происходит благодаря прямой химической редукции частицами восстановленного металла (чаще всего железа) [5]. Снижение окислительно-восстановительного потенциала обеспечивает высокую концентрацию электронов, необходимую для редукции хлорорганических соединений.

В почвах, загрязненных нефтепродуктами, важную роль при их окислении играют микроорганизмы, которые используют нефтепродукты не только как источник углерода, но и в качестве доноров электронов [51]. Микроорганизмы конкурируют за акцепторы электронов, при этом роль акцепторов электронов, необходимых для окисления нефти, в анаэробных условиях могут выполнять Fe(III), сульфаты и углекислый газ.

Вместе с нефтепродуктами в почвенном растворе часто присутствуют другие редокс-активные органические загрязняющие вещества, которые вносят свой вклад в протекающие в природных условиях окислительно-восстановительные процессы [6]. Некоторые из органических поллютантов, сопутствующих нефтяному загрязнению (например, тетрахлорэтан и трихлорэтан), представляют собой акцепторы электронов и участвуют в окислительной деградации нефти, нейтрализуя таким образом ее токсическое действие [63].

Многие авторы отмечают, что для изучения воздействия различных окислительно-восстановительных условий на изменение концентрации загрязняющих веществ в почве необходимо контролировать pH и окислительно-восстановительный потенциал по широкому ряду значений [50, 54, 71]. Характер протекания окислительно-восстановительных процес-

сов зависит от влажности и температуры, pH среды, концентрации окислителей и восстановителей, интервалов E_h , при которых происходит окисление и восстановление. Окислительно-восстановительное состояние почв изменяется по профилю, что определяет сезонную динамику миграции элементов, обусловленную процессами окисления и восстановления.

На величину E_h , при которой происходит переход от окисных соединений к закисным, оказывает влияние такой фактор, как прочность связи ионов в почвенном поглощающем комплексе. Знание величины E_h позволяет оценить содержание в растворе соединений меди, свинца, хрома и других элементов [36]. Значения окислительно-восстановительного потенциала в почвах варьируют от менее 200 мВ в болотных почвах до 450–600 мВ в подзолистых почвах и черноземах [13]. Снижение E_h ниже уровня 350–450 мВ указывает на смену окислительных условий на восстановительные, при этом значения менее 200 мВ свидетельствуют об активном протекании восстановительных процессов. При увеличении E_h до значений более 700 мВ резко выраженные окислительные условия способствуют снижению подвижности элементов в почве.

От окислительно-восстановительных условий в значительной степени зависит скорость процессов ремедиации загрязненных почв. Так, скорость биотрансформации атразина наиболее высока в почвах с преобладанием окислительных процессов ($E_h > 392$ мВ), в то время как в восстановленных условиях ($E_h < 169$ мВ), например в болотных почвах, атразин разлагается очень медленно и может сохраняться месяцами [48, 62]. При ремедиации загрязненных почв окислительно-восстановительный потенциал может быть использован как показатель скорости процессов восстановления и индикатор здоровья почвы [55, 66].

Влияние окислительно-восстановительного потенциала на биологические системы

Большинство процессов жизнедеятельности обусловлено реакциями окисления и восстановления. С середины XX века и по настоящее время разрабатываются различные методы потенциометрического контроля редокс-процессов, позволяющие следить за развитием организмов, изучать влияние на них различных загрязняющих веществ. Реальные достижения потенциометрии были отмечены, когда стало возможным разделять биологические объекты на отдельные подсистемы и вводить в них медиаторы и компоненты сопряженных редокс-систем, позволяющие ускорить измерения.

В настоящее время метод регистрации окислительно-восстановительного потенциала получил широкое распространение не только в биологии, но и в медицине [52, 57, 58, 70]. В самостоятельное направление вы-

делены методы с использованием биосенсоров, позволяющие контролировать выброс нейромедиаторов из клеток, оперативно определять биологическое потребление кислорода. Редоксметрия как одно из направлений потенциометрии позволяет исследовать ОВП микробных культур, влияние окислительно-восстановительного потенциала среды на рост и метаболизм микроорганизмов, влияние токсикантов на процессы метаболизма.

Затруднения, возникающие при измерении E_h в развивающейся культуре, а также при интерпретации получаемых результатов, как правило, связаны с чрезвычайной сложностью биологических систем. Величина E_h микробных культур зависит одновременно от множества факторов – химического состава питательной среды, pH, pO_2 , изменения состава среды в результате потребления или трансформации некоторых ее компонентов и выделения различных микробных метаболитов. Ввиду сложности объектов в каждом конкретном случае требуются методические разработки, связанные с подбором материала редоксметрического электрода, с введением в среду окислительно-восстановительных медиаторов, ускоряющих перенос электронов между электродом и клетками микроорганизмов, с использованием косвенных методов контроля редокс-состояния, если невозможны прямые измерения.

Окислительно-восстановительный потенциал оказывает существенное влияние на процессы жизнедеятельности микроорганизмов. В настоящее время опубликовано большое количество данных, относящихся к изменению E_h в микробных культурах, и накоплен значительный опыт направленной регуляции роста и метаболизма микроорганизмов различных систематических групп путем изменения уровня E_h в питательной среде [22, 28].

Отклик микроорганизмов на различные виды стрессового воздействия проявляется в скачках E_h , которые отражают изменение уровня внеклеточных низкомолекулярных тиолов. Среди тиолов, которые могут быть растворены в культуральной жидкости или ассоциированы с наружной поверхностью клеток, наибольший вклад в генерацию скачков E_h вносят глутатион и цистеин [67, 73].

Разработана теория регуляции метаболизма бактерий через изменение окислительно-восстановительного потенциала [4]. Предлагается рассматривать ОВП как фактор, определяющий анаэробный рост бактерий, регулируемый с помощью окислителей и восстановителей. Роль окислителей и восстановителей в развитии микроорганизмов исследовали на примере *E. coli* и других бактерий, культивируемых в анаэробных условиях [47, 48, 59, 68]. Действие этих соединений связано либо с изменением величины ОВП среды, особенно в случае химических соединений, не

проникающих в клетку, таких как феррицианид, либо с их взаимодействием с поверхностью клетки и последующим влиянием на внутриклеточные процессы.

Можно предположить, что восстановители должны стимулировать рост бактерий, однако в экспериментах с DL-дитиотреитолом (ДТТ) установлено, что, например, у *E. coli* под действием данного восстановителя происходит ингибирование роста [72]. Результаты исследований свидетельствуют о сложном характере действия окислителей и восстановителей на микроорганизмы и необходимости тщательного исследования процессов, происходящих при росте микробных культур.

В работе [39] исследовали влияние окислителя (феррицианида) и восстановителя (ДТТ) на рост молочнокислых бактерий *Lactobacillus salivarius*, *L. acidophilus* и *L. lactis*. Окислитель почти в 2 раза увеличивал продолжительность лаг-фазы и уменьшал скорость роста бактериальных культур. ДТТ, известный как восстановитель тиоловых групп белков, также уменьшал скорость роста бактерий. Такой эффект наблюдался при pH 6,5. Однако в более щелочной среде ДТТ оказывал стимулирующее действие на рост бактерий. Высказано предположение о сдвиге протонной проводимости мембран при изменении условий роста бактерий. Полагают, что активность транспортных систем и мембраносвязанных ферментов у бактерий может зависеть от окисленного или восстановленного состояния тиоловых групп белков, которое определяется ОВП [4, 59].

Особую роль окислительно-восстановительный потенциал играет в процессах роста цианобактерий (сине-зеленых водорослей). Значение E_h как физико-химического фактора среды в жизненном цикле цианобактерий связано с их способностью к жизнедеятельности в условиях смены света и темноты [29]. Цианобактерии перемещаются между верхними, насыщенными кислородом слоями водоемов и придонными, где они вынуждены переключаться на анаэробный тип дыхания. Снижение ОВП среды положительно влияет на жизнеспособность цианобактерий, что позволяет им факультативно осуществлять анаэробный фотосинтез и успешно функционировать при смене дня и ночи.

Окислительно-восстановительный потенциал оказывает влияние не только на рост цианобактерий, но и на синтез фотосинтетических пигментов, цианотоксинов, на внутриклеточный фосфорный обмен. С окислительно-восстановительным потенциалом связана активность многих важнейших белков и ферментов цианобактерий, в том числе тиоредоксинов, ферредоксинов, различных дегидрогеназ [30, 65]. В отсутствие света низкий уровень E_h оказывает стимулирующее действие на образование и аккумуляцию полифосфатов в клетках, что важно для сохранения

энергии, необходимой для выполнения цианобактериями физиологических функций в темновой фазе [69].

Окислительно-восстановительный потенциал отражает интенсивность окислительно-восстановительных процессов среды, в которой развиваются микроорганизмы. Раскрытие механизмов чувствительности микроорганизмов к окислительно-восстановительным условиям сделает возможным управление процессами их жизнедеятельности с помощью ОВП и может быть использовано в биотехнологии, ветеринарии, медицине.

Заключение

На окислительно-восстановительное состояние природных объектов влияют антропогенные факторы, при этом изменяется величина E_h . В водных экосистемах это может приводить к преобладанию восстановительных процессов, которые сопровождаются миграцией соединений металлов, неорганических форм азота и фосфора из донных отложений в воду, что может стать причиной вторичного загрязнения природных вод. Важная роль, которую окислительно-восстановительные условия играют в миграции фосфатов в системе активный ил–сточные воды, позволяет использовать ОВП для регулирования процессов очистки сточных вод.

Снижение ОВП и сокращение окисленного слоя является основным признаком антропогенного влияния на донные отложения. Характер изменения окислительно-восстановительных условий зависит от ряда факторов, в том числе от типа воздействия, от характеристик донных отложений, от вклада антропогенного фактора в их формирование. В условиях длительной антропогенной нагрузки результаты изучения окислительно-восстановительных свойств донных отложений могут быть использованы для оценки экологического состояния водных экосистем. На основании пространственного распределения ОВП поверхностного слоя донных отложений можно определить границы наиболее опасных, с экологической точки зрения, зон.

Анализ окислительно-восстановительных процессов, происходящих в почве, позволяет прогнозировать характер изменений в результате антропогенного воздействия (загрязнения, затопления, орошения, внесения удобрений и др.) и разрабатывать модели окислительно-восстановительного состояния почв, которое является оптимальным для выполнения ими различных экологических функций. Для оценки окислительно-восстановительных свойств почвы и характеристики окислительно-восстановительных процессов необходимо определить не только E_h , но и окислительно-восстановительную буферную емкость почв, а также фракционный состав окислительно-восстановительных систем. Чтобы не допустить снижения

плодородия, необходимо проведение мероприятий по регулированию окислительно-восстановительного режима почвы при низких значениях ОВП.

В процессах жизнедеятельности регуляция клеточной активности, транспортных процессов, передача клеточных сигналов в значительной степени зависят от соотношения между окислительными и восстановительными молекулами в клетке. Данные, полученные при изучении окислительно-восстановительных процессов, указывают на связь между изменениями ОВП среды и развитием микроорганизмов, свидетельствуют о возможности широкого использования измерений E_h в биотехнологии и медицине. Среди перспективных направлений исследований – регуляция транспорта ионов и процессов роста микроорганизмов в лабораторных и промышленных условиях,

изучение отклика микроорганизмов на стресс и оценка их физиологического состояния.

Измерение окислительно-восстановительного потенциала в сложных средах, таких как природные объекты и биологические системы, привлекает простотой определения. Однако эта простота является кажущейся, так как интерпретация полученных результатов требует подкрепления целым комплексом дополнительных исследований (подбор материалов электродов, введение в изучаемую среду медиаторов, снятие поляризационных кривых и т. д.). Тем не менее, результаты, получаемые в ходе этих трудоемких исследований, оправданы, так как они позволяют выявить суть процессов, понять особенности жизнедеятельности биологических систем, управлять качеством природных сред.

Литература

Список русскоязычной литературы

1. Белкина НА. Изменение окислительно-восстановительного состояния озерных донных отложений под влиянием антропогенных факторов (на примере Ладожского и Онежского озер). *Общество Среда Развитие*. 2014;(3):152-8.
2. Белкина НА. Особенности процесса трансформации органического вещества в донных отложениях озер Карелии и его влияние на химический состав придонных вод. *Геополитика и экогеодинамика регионов*. 2019;5(4):263-76.
3. Белюстин АА. Потенциометрия. Физико-химические основы и применение. СПб.: Лань; 2015.
4. Василян А, Трчунян А. Влияние окислительно-восстановительного потенциала среды на рост и метаболизм анаэробных бактерий. *Биофизика*. 2008;53(2):281-93.
5. Водяницкий ЮН. Влияние восстановленного железа на деградацию хлорсодержащих углеводородов в загрязненных почвенно-грунтовых водах (обзор литературы). *Почвоведение*. 2014;(2):235-49.
6. Водяницкий ЮН, Трофимов СЯ, Шоба СА. Перспективные подходы к очистке почв и почвенно-грунтовых вод от углеводородов (обзор). *Почвоведение*. 2016;(6):755-64.
7. Водяницкий ЮН, Шоба СА. Устойчивость минеральных почв к редукции трехвалентного железа. *Вестник МГУ Сер 17*. 2017;(4):3-10.
8. Гирич ЮП, Шишкина ОВ, Цветков ГА. Окислительно-восстановительный потенциал и активная реакция осадков юго-восточной части Тихого океана. В кн.: *Металлоносные осадки юго-восточной части Тихого океана*. М.: Наука; 1979, С. 201-16.
9. Гранина ЛС, Мац ВД, Федорин МА. Железо-марганцевые образования в регионе озера Байкал. *Геология и геофизика*. 2010;51(6):835-48.
10. Губелит ЮИ, Поляк ЮМ, Шигаева ТД, Кудрявцева ВА. Влияние «зеленых приливов» на загрязнение прибрежной зоны тяжелыми металлами. *ДАН*. 2019;489(3):102-5.
11. Губелит ЮИ, Поляк ЮМ, Шигаева ТД, Бакина ЛГ, Кудрявцева ВА. Могут ли «зеленые приливы» влиять на содержание металлов в донных отложениях прибрежной зоны? *Исследования на примере восточной части Финского залива Балтийского моря. Сибирский экологический журнал*. 2020;(2):143-59.
12. Гурский ЮН. Выявление и оценка уровня антропогенных загрязнений на основе геохимического изучения иловых вод морских и пресноводных отложений. *Вестник МГУ Сер 4 Геология*. 2017;(5):49-58.
13. Кауричев ИС, Орлов ДС. Окислительно-восстановительные процессы и их роль в генезисе и плодородии почв. М.: Колос; 1982.
14. Ким и соавт. (Kim Young O, Nam Hai-Uk, Lee Jong-Hyun, Park Tae-Joo, Lee Tae-Ho). Управление процессом окисления реагентом Фентона посредством замеров окислительно-восстановительного потенциала при обработке пигментсодержащих сточных вод. *Вода и экология: проблемы и решения*. 2006;(4):54-64.

15. Колосова ДД, Вовк МП, Молодкина ЛМ, Чусов АН. Влияние редокс-потенциала среды на эффективность технологии очистки токсичных нефтесодержащих жидких отходов. Научно-технические ведомости Санкт-Петербургского политехнического университета. 2013;3(178):306-13.
16. Линник ПН, Жежеря ВА, Жежеря ТП. Миграция химических элементов в системе «донные отложения–вода» поверхностных водоемов при воздействии различных факторов среды. Экологическая химия. 2016;25(4):222-40.
17. Лурье ЮЮ. Аналитическая химия промышленных сточных вод. М.: Химия; 1984.
18. Мартынова МВ. Особенности внутригодовых колебаний концентрации соединений железа в системе вода–донные отложения Можайского водохранилища. Водные ресурсы. 2009;36(1):80-8.
19. Мартынова МВ. О соотношении Fe(II)/Fe(III) в поровом растворе илов Можайского водохранилища. Водные ресурсы. 2009;36(6):705-10.
20. Мартынова МВ. Формы нахождения марганца, их содержание и трансформация в пресноводных отложениях (аналитический обзор). Экологическая химия. 2012;21(1):38-52.
21. Мартынович ГГ, Черенкевич СГ. Окислительно-восстановительные процессы в клетках. Минск: БГУ; 2008.
22. Октябрьский ОН, Смирнова ГВ. Изменения редокс-потенциала бактерий при стрессах. Микробиология. 2012;81(2):147-58.
23. Папина ТС. Транспорт и особенности распределения тяжелых металлов в ряду: вода–взвешенное вещество–донные отложения речных экосистем. Аналитический обзор. Новосибирск: ГПНТБ; 2001.
24. Папина ТС, Эйрих АН, Серых ТГ, Дрюпина ЕЮ. Пространственно-временные закономерности распределения растворенных и взвешенных форм марганца в воде Новосибирского водохранилища. Водные ресурсы. 2017;44(2):201-8.
25. Пахомова СВ, Розанов АГ, Якушев ЕВ. Растворенные и взвешенные формы железа и марганца в редокс-зоне Черного моря. Океанология. 2009;49(6):835-50.
26. Писаревский АМ, Тищенко ПЯ, Грамм-Осипов ЛМ, Николаев ЮИ. Система MnO_2/Mn^{2+} как потенциалопределяющая при контроле E_h пелагических глубоководных донных отложений. ДАН СССР. 1989;306(1):195-8.
27. Писаревский АМ, Полозова ИП. Редокс-изменения в растворах с низкими значениями E_h . Вестник СПбГУ Сер 4. 2010;(1):100-8.
28. Поляк ЮМ, Шигаева ТД, Кудрявцева ВА, Сухаревич ВИ. Окислительно-восстановительный потенциал в процессе культивирования цианобактерий *Anabaena variabilis*. Вода: химия и экология. 2013;(8):66-70.
29. Поляк ЮМ, Шигаева ТД, Кудрявцева ВА, Сухаревич ВИ. Влияние аэрации и редокс-потенциала на рост, фотосинтез и токсинообразование цианобактерии *Microcystis aeruginosa* 973. Вода: химия и экология. 2014;(10):60-8.
30. Поляк ЮМ, Сухаревич ВИ. Влияние нонилфенола на цианобактерию *Microcystis aeruginosa* в различных окислительно-восстановительных условиях среды. Вестник биотехнологии и физико-химической биологии им. Ю.А. Овчинникова. 2016;12(3):23-8.
31. Поляк ЮМ, Губелит ЮИ, Шигаева ТД, Бакина ЛГ, Кудрявцева ВА, Дембска Г, Пазиковска-Сапота Г. Мониторинг Финского залива Балтийского моря: влияние антропогенных факторов на биогеохимические процессы в прибрежной зоне. Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. 2018;29(2):99-117.
32. Пропп МВ, Пропп ЛН. Железо в окислительно-восстановительных процессах в морских песках. Биология моря. 2001;27(4):292-6.
33. Розанов АГ. Химический анализ морских осадков. В кн.: Химический анализ морских осадков. М.: Наука; 1975. С. 5-16.
34. Розанов АГ. Редокс-система донных отложений западной части Карского моря. Геохимия. 2015;53(11):1015-31.
35. Розанов АГ, Кокрятская НМ, Гурский ЮН. Состав иловых вод и форм соединений серы в донных осадках северо-восточной части Черного моря. Литология и полезные ископаемые. 2017;52(4):291-305.
36. Савич ВИ, Кауричев ИС, Шишов ЛЛ, Никольский ЮН, Романчик ЕА. Агрономическая оценка окислительно-восстановительного состояния почв. Почвоведение. 2004;(6):702-12.
37. Савич ВИ, Смарилин СН, Гукалов ВВ, Раскатов ВА, Поляков АМ. Интегральная оценка окислительно-восстановительного состояния системы почва–растение. Известия ТСХА. 2019;(4):19-31.
38. Страхов НМ. Особенности геохимического процесса в опресненных морях с сероводородным заражением придонных вод (Черное море). В кн.: Проблемы геохимии современного океанского литогенеза. М.: Наука; 1976, с. 245-83.
39. Согомонян Д, Акопян К, Трчунян А. Изменение рН и окислительно-восстановительного потенциала среды в процессе роста молочнокислых бактерий: влияние окислителей и вос-

- становителей. Прикладная биохимия и микробиология. 2011;47(1):33-8.
40. Тищенко ПЯ, Барабанщиков ЮА, Волкова ТИ, Марьяш АА, Михайлик ТА, Павлова ГЮ, Сагалаев СГ, Тищенко ПП, Ходоренко НД, Шкирникова ЕМ, Швецова МГ. Диагенез органического вещества верхнего слоя донных отложений залива Петра Великого в местах проявления гипоксии. Геохимия. 2018;(2):185-96.
 41. Хенце М, Армоэс П, Ля-Кур-Янсен Й, Арван Э, ред. Очистка сточных вод: пер. с англ. М.: Мир; 2006.
 42. Чекалов ВП. Потребление кислорода в зоне контакта водных масс верхней границы сероводородного слоя с донными осадками (Черное море). Экосистемы. 2016;(5):53-9.
 43. Шейнкман ЛЭ, Савинова ЛН, Дергунов ДВ, Тимофеева ВБ. Усовершенствованные окислительные процессы очистки промышленных сточных вод. Экология и промышленность России. 2015;19(6):32-6.
 44. Шульц ММ, Писаревский АМ, Полозова ИП. Окислительный потенциал. Теория и практика. Ленинград: Химия; 1984.
 45. Юрченко ВА, Дяговец ЯС, Юхно ЕА. Использование окислительно-восстановительных показателей сточных вод для оперативной оценки их стабильности. Вестник харьковского национального автомобильно-дорожного университета. 2010;(48):103-7.
 46. Юрченко ВА, Смирнов АВ, Есин МА, Левашова ЮС. Влияние редокс-потенциала на фосфатацию иловой жидкости в технологиях биологического удаления фосфора. Вода и экология: проблемы и решения. 2019;(3):26-37.
 5. Vodianitskiy YuN. [Effect of reduced iron on the degradation of chlorinated hydrocarbons in contaminated soil and ground water: A review]. Pochvovedeniye. 2014;(2):235-49. (In Russ.)
 6. Vodianitskiy YuN, Trofimov SYa, Shoba SA. [Promising approaches to the purification of soils and groundwater from hydrocarbons; (A review)]. Pochvovedeniye. 2016;(6):755-64. (In Russ.)
 7. Vodianitskiy YuN, Shoba SA [The resistance of mineral soils to Fe(III) reduction]. Vestnik MGU Ser 17. 2017;(4):3-10. (In Russ.)
 8. Girin YuP, Shishkina OV, Cvetkov GA. [Redox potential and active precipitation response in the Southeast Pacific]. In: Metallonosnye Osadki Yugo-Vostochnoy Chasti Tikhogo Okeana. Moscow: Nauka; 1979. P. 201-16 (In Russ.)
 9. Granina LZ, Mats VD, Fedorin MA. [Iron-manganese formations in the Baikal region]. Geologiya i Geofizika. 2010;51(6):835-48. (In Russ.)
 10. Gubelit YuI, Polyak YuM, Shigaeva TD, Kudryavtseva VA. [The «green tides» influence on the heavy metal pollution of the coastal zone]. Doklady Akademii Nauk. 2019;489(3):102-5. (In Russ.)
 11. Gubelit YuI, Polyak YuM, Shigaeva TD, Bakina LG, Kudryavtseva VA. [Can the «green tides» affect metal distribution in the coastal sediments? A case study in the eastern Gulf of Finland, Baltic Sea]. Sibirskiy Ekologicheskiy Zhurnal. 2020;(2):143-59. (In Russ.)
 12. Gurskiy YuN. [Detection and evaluation of anthropogenic pollution based on geochemical investigation of interstitial waters of marine and freshwater sediments]. Vestnik MGU Ser 4. 2017;(5):49-58. (In Russ.)
 13. Kaurichev IS, Orlov DS. Okislitelno-Vosstanovitelnye Protssessy i Ikh Rol v Genezise i Plodorodii Pochv. Moscow: Kolos; 1982. (In Russ.)
 14. Kim Young O, Nam Hai-Uk, Lee Jong-Hyun, Park Tae-Joo, Lee Tae-Ho. [Controlling the process of oxidation with Fenton reagent by measuring the redox potential in treating pigment-containing wastewater]. Voda i Ekologiya Problemy i Resheniya. 2006;(4):54-64. (In Russ.)
 15. Kolosova DD, Vovk MP, Molodkina LM, Chusov AN. [Influence of the environmental redox potential on the efficacy of treatment of toxic liquid oil-containing waste]. Nauchno-Tekhnicheskiye Vedomosti Sankt-Peterburgskogo Politekhniceskogo Universiteta. 2013;3(178):306-13. (In Russ.)
 16. Linnik PN, Zhezheria VA, Zhezheria TP. [Migration of chemical elements in the «bottom sediment-water» system of surface water bodies under the impacts of different environmental factors]. Ekologicheskaya Khimiya 2016;25(4):222-40. (In Russ.)

Общий список литературы/Reference List

1. Belkina NA. [Changes in the oxidation-reduction state of lake bottom sediments under the influence of anthropogenic factors in Ladoga and Onega lakes]. Obschestvo Sreda Razvitiye. 2014;(3):152-8. (In Russ.)
2. Belkina NA. [Features of the transformation process of organic substances in sediments lakes of Karelia and its effect on the chemical composition of water]. Geopolitika i Ekogeodinamika Regionov. 2019;5(4):263-76. (In Russ.)
3. Belyustin AA. Potentsiometriya. Fiziko-Khimicheskiye Osnovy i Primeneniye. Saint Petersburg: Lan; 2015. (In Russ.)
4. Vasilyan A, Trchunyan A. [Effect of the redox potential of the medium on the growth and metabolism of anaerobic bacteria]. Biofizika. 2008;53(2):281-93. (In Russ.)

17. Lurye YuYu. Analiticheskaya Khimiya Promyshlennykh Stoknykh Vod. Moscow: Khimiya; 1984. (In Russ.)
18. Martynova MV. [Characteristics of annual variations in the concentration of iron compounds in the water-bottom sediments system of the Mozhaik Reservoir]. *Vodnye Resursy*. 2009;36(1):80-8. (In Russ.)
19. Martynova MV. [Fe(II)/Fe(III) ratio in the silt pore solution in Mozhaik Reservoir]. *Vodnye Resursy*. 2009;36(6):705-10. (In Russ.)
20. Martynova MV. [Manganese forms and their contents and transformation in freshwater sediments: A review]. *Ekologicheskaya Khimiya*. 2012;21(1):38-52. (In Russ.)
21. Martynovich GG, Cherenkevich SG. *Okislitelno-Vosstanovitelnye Protssesy v Kletkakh*. Minsk: BGU; 2008. (In Russ.)
22. Oktiabrskiy ON, Smirnova GV. [Redox potential changes in bacterial cultures under stress conditions]. *Mikrobiologiya*. 2012;81(2):147-58. (In Russ.)
23. Papina TS. *Transport i Osobennosti Raspredele-niya Tiazhelykh Metallov v Riadu: Voda-Vzvesh-ennoye Veschestvo-Donnye Otlozheniya Rechnyh eEosistem. Analiticheskiy Obzor*. Novosibirsk: GPNTB; 2001. (In Russ.)
24. Papina TS, Eirikh AN, Serykh TG, Drupina EYu. [Spatial and temporal regularities in the distribution of dissolved and suspended manganese forms in Novosibirsk Reservoir water]. *Vodnye Resursy*. 2017;44(2):201-8. (In Russ.)
25. Pakhomova SV, Rozanov AG, Yakushev EV. [Dissolved and particulate forms of iron and manganese in the redox layer of the Black Sea]. *Okeanologiya*. 2009;49(6):835-50. (In Russ.)
26. Pisarevskiy AM, Tishchenko PYa, Gramm-Osipov LM, Nikolayev YuI. [The MnO_2/Mn^{2+} system as a potential determinant in the control of E_h of deeply oxidized pelagic bottom sediments]. *DAN SSSR*. 1989;306(1):195-8. (In Russ.)
27. Pisarevskiy AM, Polozova IP. [Redox measurements in solutions with low E_p values]. *Vestnik SPbGU Ser 4*. 2010;(1):100-8. (In Russ.)
28. Polyak YuM, Shigaeva TD, Kudryavtseva VA, Sukharevich VI. [Changes of oxidation-reduction potential during cultivation of *Anabaena variabilis* cyanobacteria]. *Voda: himiya i ekologiya*. 2013;(8):66-70. (In Russ.)
29. Polyak YuM, Shigaeva TD, Kudryavtseva VA, Sukharevich VI. [Effect of aeration and redox potential on the growth, photosynthesis and toxin production of cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* 973]. *Voda Khimiya i Ekologiya* 2014;(10):60-8. (In Russ.)
30. Polyak YuM, Sukharevich VI. [The effect of nonyl-phenol on the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* under various oxidation-reduction conditions of the environment]. *Vestnik Biotekhnologii i Fiziko-Khimicheskoy Biologii im. Yu.A. Ovchinnikova*. 2016;12(3):23-8. (In Russ.)
31. Polyak YM, Gubelit YI, Shigaeva TD, Kudryavtseva VA, Bakina LG, Dembska G, Pazikowska-Sapota G. [Monitoring of the gulf of Finland, Baltic sea: Anthropogenic pressure on biogeochemical processes in the coastal zone]. *Problemy Ekologicheskogo Monitoringa i Modelirovaniya Ekosistem*. 2018;29(2):99-117. (In Russ.)
32. Propp MV, Propp LN. [Iron in redox processes in sea sands]. *Biologiya Moria*. 2001;27(4):292-6.
33. Rozanov AG. [Chemical analysis of marine sediments]. In: *Khimicheskii Analiz Morskikh Osadkov*. Moscow: Nauka; 1975, P. 5-16. (In Russ.)
34. Rozanov AG. [Redox system of the bottom sediments of the western Kara Sea]. *Geokhimiya*. 2015;53(11):1015-31. (In Russ.)
35. Rozanov AG, Gurskiy YN, Kokriatskaya NM. [The composition of interstitial waters and the forms of sulfur compounds in bottom sediments in the northeastern Black Sea]. *Litologiya i Poleznye Iskopaemye*. 2017;52(4):249-62. (In Russ.)
36. Savich VI, Kaurichev IS, Shishov LL, Nikolskiy YuN, Romanchik EA. [Agronomic evaluation of the redox status of soils]. *Pochvovedeniye*. 2004;(6):702-12. (In Russ.)
37. Savich VI, Smarygin SN, Gukalov VV, Raskatov VA, Polyakov AM. [Integral estimation of oxidation-reduction (redox) status of the «soil-plant» system]. *Izvestiya TSKHA*. 2019;(4):19-31. (In Russ.)
38. Strakhov NM. [Characteristics of geochemical process in desalinated seas featuring hydrogen sulfide contamination of bottom waters (Black Sea)]. In: *Problemy Geokhimii Sovremennogo Okeanskogo Litogeneza*. Moscow: Nauka; 1976, p. 245-83. (In Russ.)
39. Sogomonyan D, Akopyan K, Trchunyan A. [Changes in pH and the redox potential of the medium during lactic bacteria growth: The effect of oxidants and reducing agents]. *Prikladnaya Biokhimiya i Mikrobiologiya*. 2011;47(1):33-8. (In Russ.)
40. Tishchenko PYa, Barabanshchikov YuA, Volkova TI, Mar'yash AA, Mihajlik TA, Pavlova GYu, Sagalaev SG, Tishchenko PP, Hodorenko ND, Shkirnikova EM, Shvetsova MG. [Diagenesis of organic matter in the top layer of the sediments of the Peter the Great Bay in hypoxia locations]. *Geokhimiya*. 2018;(2):185-96. (In Russ.)
41. Hentse M, Armoes P, La-Kur-Yansen J, Arvan E. *Ochistka Stoknykh Vod*. Moscow: Mir; 2004. (In Russ.)

42. Chekalov VP. [Oxygen consumption in the zone of contact of water masses of the upper boundary of hydrogen sulfide layer with bottom sediments (the Black Sea)]. *Ekosistemy*. 2016;(5):53-9. (In Russ.)
43. Sheynkman LE, Savinova LN, Dergunov DV, Timofeyeva VB. [Enhances oxidative processes of industrial waste-water treatment]. *Ekologiya i Promyshlennost Rossii*. 2015;19(6):32-6. (In Russ.)
44. Shults MM, Pisarevskiy AM, Polozova IP. *Okislitelnyy Potentsial. Teoriya i Praktika*. Leningrad: Khimiya; 1984. (In Russ.)
45. Yurchenko VA, Diagovets YaS, Yukhno EA. [The use of redox indicators of wastewater for rapid assessment of their stability]. *Vestnik Kharkovskogo Natsionalnogo Avtomobilno-Dorozhnogo Universiteta*. 2010;(48):103-7. (In Russ.)
46. Yurchenko VA, Smirnov AV, Yesin MA, Levashova YuS. [Effect of the redox potential on sludge liquor phosphatation in technologies of biological removal of phosphorus]. *Voda i Ekologiya Problemy i Resheniya*. 2019;(3):26-37. (In Russ.)
47. Bagramyan K, Trchounian A. Decrease of redox potential in the anaerobic growing *E.coli* suspension and proton-potassium exchange. *Bioelectrochemistry and Bioenergetics*. 1997;43(1):129-34.
48. DeLaune RD, Devai I, Mulbah C, Crozier C, Lindau CW. The influence of soil redox conditions on atrazine degradation in wetlands. *Agr Ecosys Env*. 1997;66:41-6.
49. Du Laing G, Rinklebe J, Vandecasteele B, Meers E, Tack FMG. Trace metal behaviour in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: A review. *Sci Total Environt*. 2009;407(13):3972-85.
50. Frohne T, Rinklebe J, Diaz-Bone RA, Du Laing G. Controlled variation of redox conditions in a floodplain soil: Impact on metal mobilization and biomethylation of arsenic and antimony. *Geoderma*. 2011; 160:414-24.
51. Geig LM, Sufliya JM. Detection of anaerobic metabolites of saturated and aromatic hydrocarbons in petroleum-contaminated aquifers. *Environ Sci Technol*. 2002;36:3755-62.
52. Grossi V, Cravo-Laureau C, Guyoneaud R, Ranchou-Peyruse A, Hirshler-rea A. Metabolism of n-alkanes and n-alkenes by anaerobic bacteria: A summary. *Org Geochem*. 2008;39:1197-203.
53. Gubelit YuI. Climatic impact on community of filamentous macroalgae in the Neva estuary (eastern Baltic Sea). *Mar. Poll. Bull*. 2015;91:166-72.
54. Hindersmann I, Mansfeldt T. Trace element solubility in a multimetal-contaminated soil as affected by redox conditions. *Water AirSoil Pollut*. 2014;225:1-20.
55. Husson O. Redox potential (Eh) and pH as drivers of soil/plant/microorganism systems: a transdisciplinary overview pointing to integrative opportunities for agronomy. *Plant and Soil*. 2013;362:389-417.
56. Jorgensen B, Buttcher M, Luschen H, Nereitin LN, Volkov II. Anaerobic methane oxidation and a deep H₂S sink generate heavy sulphides in Black Sea sediments. *Geochim CosmochimActa*. 2004;68(9):2095-8.
57. Kalyanaraman B, Cheng G, Hardy M, Ouari O, Bennett B, Zielonka J. Teaching the basics of reactive oxygen species and their relevance to cancer biology: Mitochondrial reactive oxygen species detection, redox signaling, and targeted therapies *Redox Biol*. 2018;15:347-62.
58. Kasozi D, Mohring F, Rahlfs S, Meyer AJ, Becker K. Real-time imaging of the intracellular glutathione redox potential in the malaria parasite *Plasmodium falciparum*. *PLoS Pathogens*. 2013;9(12):1-18.
59. Kirakosyan G, Bagramyan K, Trchounian A. Redox sensing by *Escherichia coli*: effects of dithiothreitol, a redox reagent reducing disulphides on bacterial growth. *Biochem Biophys Res Comms*. 2004;325(3):803-806.
60. Konovalov SK, Luter GW, Yucel M. Porewater redox species and processes in the Black Sea sediments. *Chem Geol*. 2007;245:254-74.
61. Lovley DR. Reduction of iron and humics in subsurface environments. In: Fredrickson JK, Fletcher M (eds). *Subsurface Microbiology and Biogeochemistry*. 2001;193-217.
62. Masaphy S, Henis Y, Levanon D. Manganese-enhanced biotransformation of atrazine by the white rot fungus *Pleurotus pulmonarius* and its correlation with oxidation activity. *Appl Environ Microbiol*. 1996;62:3587-93.
63. McMahon PB, Chapelle FH. Redox processes and water quality of selected principal aquifer systems. *Ground Water*. 2008;46:259-71.
64. Mortimer RJG, Krom MD, Harris SJ, Hayes PJ, Davies IM, Daison W, Zhang H. Evidence for suboxic nitrification in recent marine sediments. *Marine Ecol Progr Ser*. 2002;236(1):31-5.
65. Nishiyama Y, Hisabori T. Physiological impact of thioredoxin- and glutaredoxin-mediated redox regulation in cyanobacteria. *Adv Bot Res*. 2009;52:87-205.
66. Owabor CN, Obahiagbon KO. Assessing the rate of remediation of polycyclic aromatic hydrocarbon contaminated soil using redox parameters. In: Ibadode AOA, Igbafe IA, Anyata BU (eds.) *Advances in materials and systems technologies II*. Stafa-Zurich: Trans Tech Publications Ltd.; 2009. P. 439-44.

67. Ohtsu I, Wiriyathanawudhiwong N, Morigasaki S, Nakatani T, Kadokura H, Takagi H. The L-cysteine/L-cystine shuttle system provides reducing equivalents to the periplasm in *Escherichia coli*. *J Biol Chem*. 2010;285:17479-87.
68. Poladyan A, Avagyan A, Vassilian A, Trchounian A. Oxidative and reductive routes of glycerol and glucose fermentation by *Escherichia coli* batch cultures and their regulation by oxidizing and reducing reagents at different pHs. *Curr Microbiol*. 2013;66(1):49-55.
69. Polyak Y, Shigaeva T, Gubelit Y, Bakina L, Kudryavtseva V, Polyak M. Sediment microbial activity and its relation to environmental variables along the eastern Gulf of Finland coastline. *Jf Marine Syst*. 2017;171(7):101-10.
70. Reichart O, Szakmár K, Jozwiak Á, Felföldi J, Banyai L. Redox potential measurement as a rapid method for microbiological testing and its validation for coliform determination. *Int J Food Microbiol*. 2007;114(2):143-8.
71. Rinklebe J, Shaheen SM, Frohne T. Amendment of biochar reduces the release of toxic elements under dynamic redox conditions in a contaminated floodplain soil. *Chemosphere*. 2016;142:41-7.
72. Riondet G, Cachon R, Wache Y, Alcaraz G, Divies C. Changes in the proton-motive force in *Escherichia coli* in response to external oxidation-reduction potential. *Eur J Biochem*. 1999;262:595-99.
73. Smirnova G, Muzyka N, Oktyabrsky O. Transmembrane glutathione cycling in growing *Escherichia coli* cells. *Microbiol Res*. 2012;167:166-72.
74. Stark K, Plaza B. and Hultman B. Phosphorus release from ash, dried sludge and sludge residue from supercritical water oxidation by acid or base. *Chemosphere*. 2006;62(5):827-32.
75. Stuckey JW, Schaefer MV, Benner SG, Fendorf S. Reactivity and speciation of mineral associated arsenic in seasonal and permanent wetlands of the Mekong Delta. *Geochim Cosmochim Acta*. 2015;171:143-55.
76. Weber KA, Urrutia MM, Churchill PF, Kukkadapu RK, Roden EE. Anaerobic redox cycling of iron by freshwater sediment microorganisms. *Environ Microbiol*. 2006;8(1):100-13.



ЛИТОГЕННЫЙ ФАКТОР В ФОРМИРОВАНИИ И РАСПРОСТРАНЕНИИ ДОННЫХ БИОЦЕНОЗОВ (АПШЕРОНСКИЙ АРХИПЕЛАГ, КАСПИЙСКОЕ МОРЕ)

К.М. Петров

Санкт-Петербургский государственный университет, Санкт-Петербург, Россия

Эл. почта: k.petrov@spbu.ru

Статья поступила в редакцию 09.07.2020; принята к печати 17.08.2020

Обобщены результаты многолетних проводившихся с 1960-х годов комплексных исследований по ландшафтно-биономическому картографированию и описанию подводных угодий Апшеронского архипелага. Дана характеристика пяти основным типам подводных угодий и связанных с ними биоценозов. Особое внимание уделено характеристике танатоценозов двустворчатых моллюсков, связанных с выходами коренных пород. На примере мелководья Апшеронского архипелага обоснована ведущая роль геолого-геоморфологического строения морского дна в формировании и распространении донных природных комплексов и биоценозов.

Ключевые слова: литогенный фактор, донные природные комплексы, бентос, танатоценозы двустворчатых моллюсков, Апшеронский архипелаг, Каспийское море.

THE LITHOGENIC FACTOR OF THE DEVELOPMENT AND DISTRIBUTION OF BOTTOM BIOCENOSSES IN THE ABSHERON ARCHIPELAGO (THE CASPIAN SEA)

K.M. Petrov

Saint-Petersburg State University, Saint Petersburg, Russia

Email: k.petrov@spbu.ru

The results of decades of comprehensive investigations of the underwater landforms of the Absheron Archipelago (the Caspian Sea), including landscape and bionomic zoning, which started in 1960ies, are overviewed. The five main types of underwater landforms and associated biocenoses are characterized with special attention to bivalve tanathocenoses associated with pied outcrops of bedrocks. Based on these analyses, the leading role of geologic and geomorphologic structure of sea bottom in the development and distribution of natural complexes and biocenoses of sea bottom is suggested.

Keywords: lithogenic factor, natural complexes of sea bottom, benthos, bivalve tanathosenoses, Absheron Archipelago, Caspian Sea.

Введение

Традиционно морские геолого-геоморфологические и гидробиологические исследования проводятся независимо, и они не связаны между собой. Одним из первых опытов комплексного изучения дна морских мелководий в середине XX века были исследования, проведенные Лабораторией аэрометодов АН СССР (ныне Всероссийский научно-исследовательский институт аэрокосмометодов, ВНИИКАМ), в задачу которых входила разработка методов применения аэрофотосъемки морского дна с целью выявления нефтегазоносных структур у берегов Азербайджана. При написании статьи использованы материалы экспедиций этой лаборатории 1960-х годов в акватории Апшеронского архипелага (научный руководитель В.В. Шарков, начальник геоморфологического отря-

да З.И. Гурьева, начальник гидробиологического отряда К.М. Петров). Морские исследования включали эхолотное и геолокационное профилирование, а также взятие образцов грунта с помощью дночерпателя и драги. Подводные исследования, включавшие описание облика донных природных комплексов, подводное фотографирование, определение дешифровочных признаков, отбор образцов бентоса, горных пород и замер элементов залегания пластов проводились автором. Фактический материал, собранный в этих экспедициях, частично был опубликован ранее для обоснования отдельных методических и теоретических положений. Однако ниже в статье он впервые объединен в целостную ландшафтно-биономическую картину Апшеронского архипелага, позволяющую обосновать ведущую роль тектонического развития

локальных геологических структур в формировании и распространении донных природных комплексов (угодий) и связанных с ними группировок гидробионтов.

Методология комплексного изучения бентоса

Комплексное направление изучения бентали Мирового океана в европейских странах и США оформилось в 2001 году, когда при поддержке межправительственной океанографической комиссии ЮНЕСКО и научного комитета по океаническим исследованиям была учреждена первая международная исследовательская программа, положившая начало созданию международной Ассоциации морских ученых, изучающих геологические, биологические и океанографические процессы как индикаторы среды обитания сообществ донных организмов (GЕОНАВ = geo & habitat). Участники ассоциации, используя современные технические средства морских и подводных исследований, проводят многочисленные и всесторонние исследования в Мировом океане [17]. Однако, как показывает анализ публикаций по результатам исследований, представленных на недавней конференции, где автор выступал с докладом [15], они содержат в основном фактический материал без теоретического обобщения. В то же время Российская школа морских исследований большое внимание уделяет разработке теории ландшафтно-биономического изучения морских мелководий, что позволяет представлять материалы экспедиционных исследований в виде системы знаний об экологических факторах, определяющих формирование и распространение донных сообществ.

Комплексный ландшафтно-биономический подход к изучению донных сообществ предполагает рассмотрение отдельных компонентов природы как экологических факторов, определяющих биономические (экологические) типы бентали, которые на ландшафтном уровне складываются из системы морфологических единиц подводных ландшафтов: донных природных комплексов (подводных угодий). Последние представляют биотопы, характеризующиеся определенным рельефом, грунтом, гидрологическим режимом и связанными с ними биоценозами.

Методология биономических исследований бентали, опирающаяся на общую теорию ландшафтоведения, была обоснована во второй половине XX века Е.Ф. Гурьяновой [3] и К.М. Петровым [10] и получила дальнейшее развитие в работах В.А. Мануйлова [7], Н.Н. Митиной и Е.В. Чуприной [8], М.В. Пенно [9] и др.

Большие возможности ландшафтно-биономического изучения и картографирования дна морских мелководий в середине XX века открылись в связи с использованием материалов аэрофотосъемки [1, 2].

Новую эру в изучении Мирового океана открыли методы дистанционного зондирования Земли из космоса. Космические снимки дают изображение больших акваторий в широкой зоне солнечного спектра с детальностью изображения, близкой к аэрофотоснимкам [13]. В настоящее время перспективы связаны с применением беспилотных летательных аппаратов (дронов), позволяющих оперативно производить крупномасштабную аэросъемку морских мелководий [6, 11].

Ландшафтно-биономическое картографирование Апшеронского архипелага

Апшеронский полуостров и мелководье Апшеронского архипелага формируются на восточном продолжении мегаантклинория Большого Кавказа. Акватория Апшеронского архипелага представляет ландшафт, где распространение угодий разного типа контролируется геологическим и геоморфологическим строением [12]. Дно обширного мелководья доступно для аэрофотосъемки, при этом угодья разного типа получают характерное аэрофотоизображение, благодаря чему их контуры легко дешифрируются и переносятся на основу морских карт [2].

Рассмотрим особенности дешифрирования и картографирования на примере подводных угодий скал и камней, которые формируются на месте локальных структур, испытывающих поднятие. Водолазные работы на ключевых участках позволили установить, что на аэрофотоснимках темные детали изображения соответствуют каменным грядам, обросшим водорослями, а светлый тон соответствует песчано-ракушечным наносам (рис. 1а). С помощью несложных преобразований аэрофотоизображение может быть представлено в графической форме как карта донных природных комплексов (рис. 1б).

Итогом дешифрирования аэрофотоснимков в процессе морских и подводных исследований явилась ландшафтно-биономическая карта акватории Апшеронского архипелага (рис. 2). Раскроем тесную связь образования и распространения основных типов подводных угодий с геолого-геоморфологическим строением морского дна (рис. 3).

Так, контуры абразионно-аккумулятивной равнины (см. рис. 3, условный знак 2) совпадают с контурами угодий полей ракушки (см. рис. 2, условный знак 4); контуры абразионного скульптурно-грядового рельефа (см. рис. 3, условный знак 4) и растущих локальных антиклинальных поднятий, выраженных в рельефе (см. рис. 3, условный знак 10), совпадают с контурами угодий скал и камней (см. рис. 2, условный знак 1) и т. п.

Приведем краткую характеристику подводных угодий, показанных на карте (см. рис. 2).

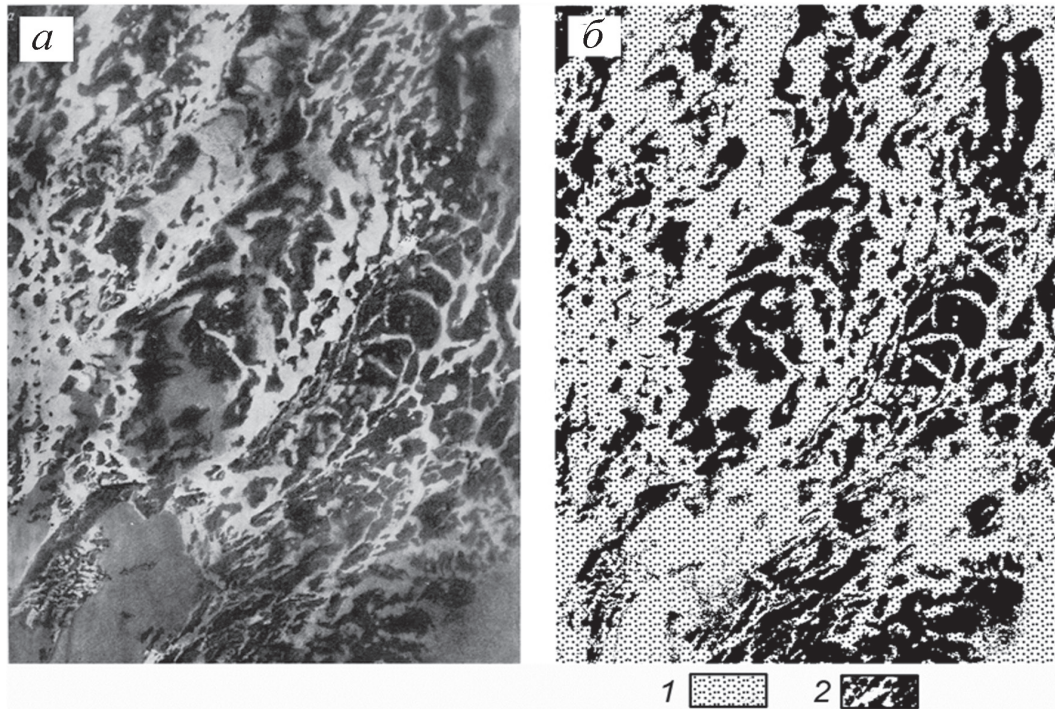


Рис. 1. Угодье скал и камней с сообществами литофильных гидробионтов, развитое на месте антиклинальной складки: а – аэрофотоизображение (м-б 1:15000), темные элементы изображения соответствуют грядам, обросшим водорослями, светлые элементы – выровненным участкам дна, покрытым песчано-ракушечными наносами; б – карта донных природных комплексов: 1 – выровненные участки дна, покрытые песчано-ракушечными наносами, 2 – каменные гряды, обросшие водорослями

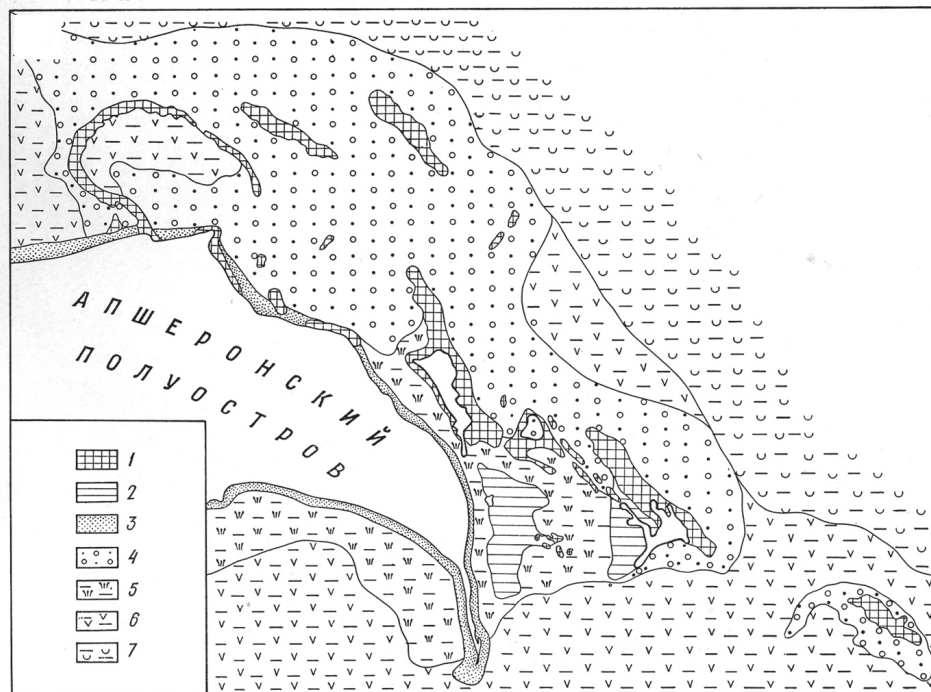


Рис. 2. Ландшафтно-бионическая карта. Подводные угодья: 1 – скал и камней; 2 – равнин, покрытых литифицированной коркой; 3 – береговых валов; 4 – полей ракуши; 5 – лугов морских трав; 6 – илстых равнин береговой зоны; 7 – илстых равнин за пределами береговой зоны на глубине свыше 20 м

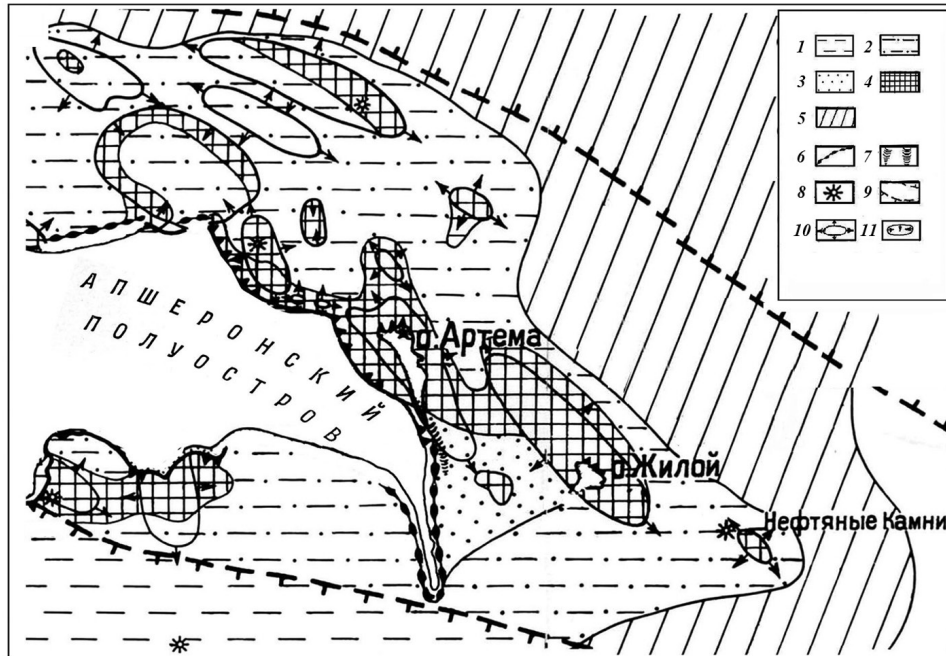


Рис. 3. Геоморфологическая карта по В.В. Шаркову [12]: 1 – аккумулятивные равнины; 2 – абразионно-аккумулятивные равнины; 3 – аккумулятивные равнины под защитой выступов берега; 4 – абразионный скульптурно-грядовый рельеф; 5 – аккумулятивные равнины неволновой аккумуляции, нижняя часть шельфа; 6 – подводные прибрежные песчаные валы; 7 – подводные песчаные косы; 8 – подводные конусы грязевых вулканов; 9 – границы подводного продолжения мегаантиклинория Большого Кавказа; 10 – растущие локальные антиклинальные поднятия, выраженные в рельефе; 11 – обращенные формы рельефа, приуроченные к локальным синклиналям

Подводные угодья Апшеронского архипелага

При описании фитобентоса подводных угодий обилие видов определялось по принятой в геоботанике шкале О. Друде. Макробентос песчано-илистых грунтов определялся в дночерпательных пробах после промывки грунта.

Ландшафтно-биономические особенности Апшеронского архипелага определяются следующими главными типами подводных угодий: скал и камней; полей ракушки; равнин, покрытых литифицированной коркой; лугов морских трав; илистых равнин береговой зоны и илистых равнин за пределами береговой зоны на глубине свыше 20 м.

Отметим особенности донных зооценозов, свойственных названным типам подводных угодий. Доминирование моллюсков *Mytilaster lineatus* и усоногих рачков *Balanus improvisus* в сообществах обрастателей каменистых грунтов фиксировалось визуально во время подводных наблюдений. Доминирующую роль в зообентосе береговой зоны сразу ниже уровня моря во всех угодьях играет эвритопный двустворчатый моллюск *Mytilaster lineatus*. Неконтролируемая инвазия и массовое размножение этого вида в 20–30-е годы XX века привели к гибели ряда абриген-

ных видов и изменению структуры зообентоса [4]. Интродукция двустворчатого моллюска *Abra ovata* обогатила инфауну угодий лугов морских трав и илистых равнин береговой зоны [5].

Угодья скал и камней представлены абразионно-скульптурными формами рельефа, обусловленными выходами пластов крепко сцементированных пород в коренном залегании и отторгнутыми от них обломками (см. рис. 2, условный знак 1). Они являются биотопом литофильных гидробионтов: водорослей и беспозвоночных животных (рис. 4).

Среди зарослей водорослей в массе селятся питающиеся диатомовыми обрастаниями брюхоногие моллюски *Theodoxus pallasii*. Сразу ниже уровня моря под покровом водорослей камни и скалы сплошь покрыты щеткой двустворчатых моллюсков *Mytilaster lineatus*. По мере увеличения глубин покров водорослей исчезает, и облик биоценоза в нижней сублиторали определяется щеткой мителестра и обрастающим створки моллюсков усоногим рачком *Balanus improvisus* (рис. 5).

Угодья полей ракушки представлены песчано-ракушечными осадками, покрывающими абразионно-аккумулятивную равнину (см. рис. 2, условный знак 4). Они занимают наибольшую площадь в ландшафте

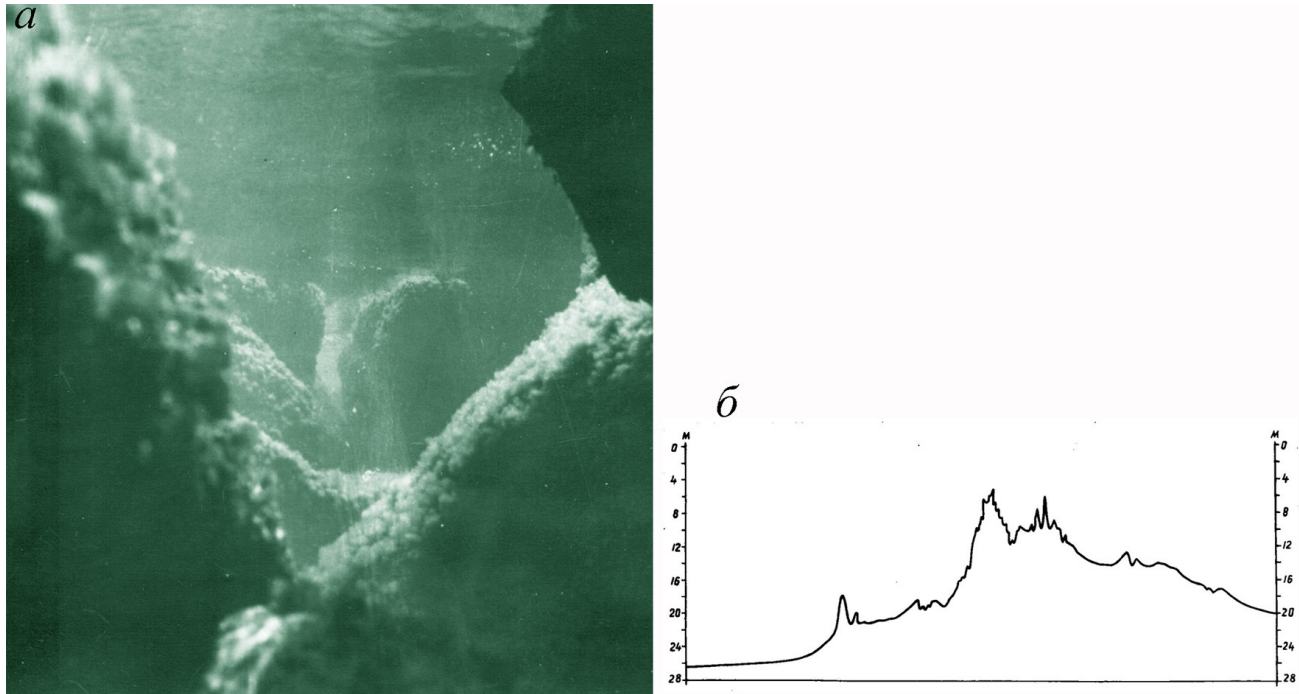


Рис. 4. Угодье скал и камней: а) вершина банки в верхней сублиторали, обросшая водорослями, фитоценоз *Cladophora*+*Enteromorpha*+*Ceramium elegans*+*Laurencia caspica* (подводное фото); б) профиль банки

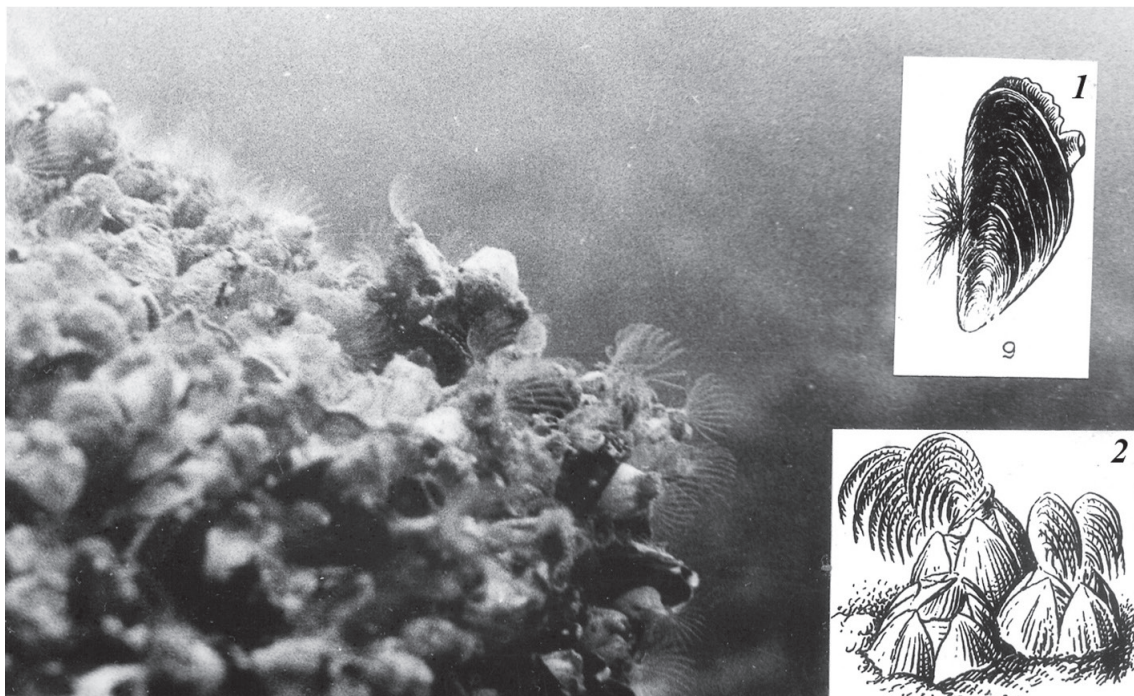


Рис. 5. Угодье скал и камней. Щетка двустворчатых моллюсков *Mytilaster lineatus*, обрастающая каменистые поверхности в нижней сублиторали (подводное фото): 1 – *Mytilaster lineatus*; 2 – усонogie раки *Balanus improvisus*, обрастающие створки моллюска

Апшеронского архипелага. Формирование осадочного покрова происходит здесь без участия выноса флювиального терригенного материала с Апшеронского полуострова. Накоплению мощной толщи осадков препятствует унаследованное поднятие восточного продолжения мегаантиклинория Большого Кавказа, определяющее образование мелководья Апшеронского архипелага в целом. Основным компонентом осадков является биогенный материал (ракуша) и хемогенные осадки (оолитовые пески и карбонатные илы), а также осадки, образующиеся в результате абразии коренных пород.

Выравненные пространства дна, покрытые мало-мощным слоем песчано-ракушечных наносов, сочетаются с абразионно-скульптурными формами. В осадкообразовании ведущую роль играет ракуша, поступающая в результате осыпания раковин отмерших моллюсков, обрастающих скалы и образующих своеобразный танатоценоз¹ (описание см. ниже). Осадки образованы в основном целой и битой ракушей, местами в смеси с детритусовым песком (рис. 6). На отдельных участках под воздействием волн и течений создаются разнообразные аккумулятивные формы. В условиях умеренной гидродинамической обстановки в нижнем этаже сублиторали плотные популяции на грунте образует митилястр, отдельными кустиками, прикрепленными к раковинам, селится красная водоросль *Ceramium diaphanum*.

¹ Термин «танатоценоз», означающий сообщество мертвых, предложен для обобщения, определения и описания собранного ракушечного материала признанный специалист-малоколог Я.И. Скоробогатов.

Угодья лугов морских трав формируются в прозрачной воде на глубине до 5–6 м под защитой от волн и течений выступами берега, островами и каменистыми грядами (см. рис. 2, условный знак 5). Господствующими жизненными формами являются травянистые корневищные растения *Zostera minor* и *Ruppia maritima*, образующие заросли с высокой, иногда сплошной сомкнутостью на песчано-илистых с примесью ракуши грунтах (рис. 7). В качестве сопутствующих видов распространены харовые водоросли, а также красная водоросль *Ceramium diaphanum*, ведущая эпифитный образ жизни. На поверхности дна местами селится *Mytilaster lineatus*, в толще грунта обитают моллюски *Abra ovata*, *Cerastoderma lamarcki* и черви *Nereis diversicolor*. Моллюски, входящие в состав биоценоза, обогащают отложения автохтонным ракушечным материалом.

Угодья равнин, покрытых литифицированной коркой, формируются на глубине 2–5 м, в условиях умеренного волнового воздействия (см. рис. 2, условный знак 2). Литифицированная корка состоит из зерен оолитового песка, целой и битой ракуши, скрепленных известковым цементом, выпавшим в осадок из морской воды. Мощность корки колеблется от нескольких до десятков сантиметров. Литифицированные отложения являются новейшими образованиями, о чем свидетельствует наличие в их составе створок митилястра – моллюска, вселившегося в Каспийское море в 20-е годы XX века. Корка цементации залегает горизонтально на современных рыхлых осадках. Это угодье представляет биотоп зарослей нитевидной

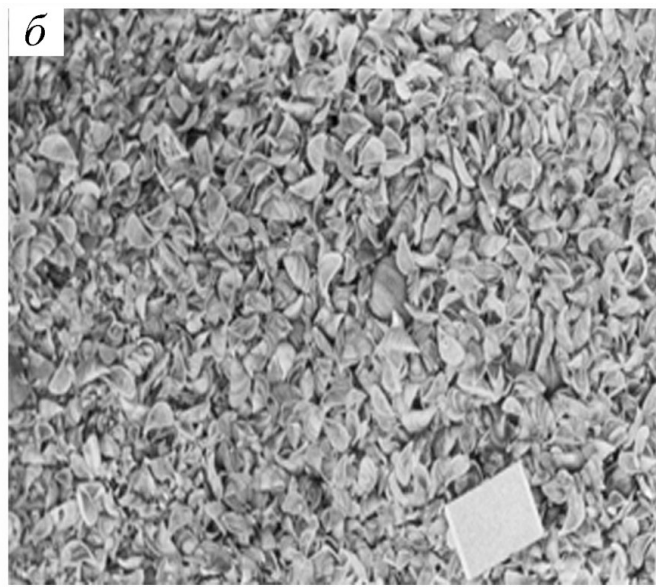


Рис. 6. Угодье полей ракуши: а) ракуша, образованная створками моллюсков *Didacna*, *Hypanis*, *Dreissena elata*, *Mytilaster lineatus* (подводное фото); б) детритусовый песок (фото образца)



Рис. 7. Угодье лугов морских трав, фитоценоз *Ruppia maritima*–*Zostera minor* (подводное фото)



Рис. 8. Угодье равнины, покрытой литифицированной коркой, сообщество красной водоросли *Ceratium diaphanum*, скрывающее биоценоз *Mutilaster lineatus*+*Balanus improvises*, обрастающий корку цементации



красной водоросли *Ceramium diaphaum* и плотных поселений *Mytilaster lineatus*+*Balanus improvises* (рис. 8). На участках, открытых волнению, на выравненной поверхности корки цементации образуются разнообразные формы аккумулятивного рельефа, сложенные песчано-ракушечными наносами.

Угодья илистых равнин береговой зоны формируются в процессе накопления илов (см. рис. 2, условный знак 6), компенсирующих унаследованное погружение локальных структур, а также на мелководьях под защитой от волн и течений выступами берега, островами и каменистыми грядами.

Илистые отложения (мягкие грунты) являются биотопом инфауны моллюсков, червей и ракообразных. На глубине до 20–25 м доминируют моллюски *Cerastoderma lamarcki*, *Abra ovata*, *Pyrgula* и черви *Nereis diversicolor*, *Oligochaeta*, *Hypania*. Своеобразную популяцию на поверхности дна местами образует *Mytilaster lineatus*, на створках последнего в массе селится *Balanus improvises* (рис. 9). Высокая продуктивность моллюсков обеспечивает обогащение осадков автохтонным ракушечным материалом.

Без резких изменений илистые равнины простираются за пределы береговой зоны (см. рис. 2, условный знак 7).

На глубинах свыше 25–30 м в элиторали формируется угодье илистых равнин, в котором господствующее положение приобретает моллюск *Dreissena rostriformis*, его створки доминируют в танатоценозе современных осадков. Массовое развитие получают черви *Oligochaeta*, характерным компонентом являются селящиеся в трубочках бокоплавы *Corophium*.

Танатоценозы Апшеронского архипелага

Раковины отмерших моллюсков образуют на подводном склоне танатоценозы (сообщества мертвых), свойства которых определяются естественно-историческими и современными ландшафтными особенностями морского дна. Изучение танатоценозов представляет самостоятельный интерес. Знание закономерной связи танатоценозов с определенными природными условиями позволяет использовать их как в качестве индикатора ландшафтной структуры морского дна, так и при палеогеографических реконструкциях.

При выделении и описании танатоценозов работы выполнялись по следующей методике. В полевой сезон образцы современных морских осадков отбирались дночерпателем Петерсена (1/40 и 1/25). Пробы про-



Рис. 9. Угодье илистой равнины в нижней части берегового склона, пятна-щетки поселений мителастра на поверхности дна (подводное фото)

мывались через сита (1 и 2 мм). Остаток, состоявший в основном из целых и битых раковин двусторчатых моллюсков, этикетировался и откладывался для лабораторной обработки. В дневнике описывались природные условия на месте взятия образца (глубина, рельеф, грунт, биоценоз). Была создана сеть станций до глубины 40–50 м. Для увязки свойств танатоценозов с рельефом дна и глубиной станции располагались на профилях, проводившихся одновременно с работой эхолота. Для описания танатоценозов было отобрано около 200 характерных проб.

В камеральный период определялся видовой состав² и производился количественный учет моллюсков в образцах. Глазомерно оценивалось относительное обилие каждого вида по шестибальной шкале: 6 – масса, господство одного вида; 5 – очень много, при среднем участии других видов; 4 – много, с большим количеством других видов; 3 – среднее количество; 2 – мало; 1 – единично. На каждый образец заводилась карточка, в которую заносились список видов, данные количественного учета и характеристика природных условий на месте взятия образца. По видам, имеющим максимальное обилие, составлялось название танатоценоза.

Конкретные танатоценозы, сходные по составу господствующих видов, объединялись в типические группы. Для каждой группы составлялась сводная таблица, содержащая общий список видов и характеристики конкретных танатоценозов по станциям. На основании этих данных получалась характеристика типов танатоценозов.

Количественная характеристика типов танатоценозов производилась по общепринятой методике количественной характеристики биоценозов донных беспозвоночных с той разницей, что пересчет особей и определение их веса были заменены глазомерной оценкой относительного обилия особей каждого вида. Для типов танатоценозов по данным сводных таблиц определялись:

– процент встречаемости каждого вида (p) – отношение числа станций, на которых вид встречен, к общему числу станций, объединяемых в данной типической группе;

– среднее относительное обилие (v) – частное от деления суммы значений относительного обилия данного вида на разных станциях на число станций;

– индекс плотности (\sqrt{pv}) – корень квадратный из произведения встречаемости вида на его среднее обилие.

Значения индексов плотности оформлялись в виде гистограмм. На основе количественных характеристик, полученных для каждого типа танатоценозов,

² Видовой состав моллюсков, образующих танатоценозы, был определен в 1960 году доктором биологических наук, старшим научным сотрудником ЗИН АН СССР Я.И. Старобогатовым.

определялась их структура. Выделялись виды, принимающие различное участие в строении танатоценозов: 1) образующие ядро со стопроцентной встречаемостью, с наивысшим обилием (5–6 баллов), на гистограммах им соответствуют колонки, резко возвышающиеся над другими; 2) характерные – со встречаемостью выше 50%, с высоким обилием (2–4 балла), им соответствуют колонки, образующие высокие ступени; 3) второстепенные – со встречаемостью значительно меньшей 50%, с обилием обычно не выше 1 балла, им соответствуют нисходящие части гистограмм индексов плотности.

На мелководье Апшеронского архипелага танатоценозы двусторчатых моллюсков представлены тремя типами: *Dreissena elata*+*Mytilaster lineatus*, *Mytilaster lineatus*+*Dreissena elata* и *Mytilaster lineatus*+*Dreissena elata*+*Cerastoderma lamarcki*.

Танатоценоз *Dreissena elata*+*Mytilaster lineatus* (рис. 10а) состоит из раковин, принадлежащих 13 видам моллюсков (65% от общего числа видов). Ядро танатоценоза образовано раковинами *Dreissena elata*, *Mytilaster lineatus* (индексы плотности соответственно 23,24; 20,00); к характерным видам относятся *Didacna longipes* и *Cerastoderma lamarcki* (индексы плотности 7,55 и 6,40). Среди второстепенных видов следует отметить *Hypanis caspia*. Танатоценоз образует чистые ракушечные осадки, иногда в смеси с битой ракушей, ракушечным и оолитовым песком (см. рис. 6) на глубине от 3–4 до 10–15 (20) м. Ракуша светлого буро-охристого цвета. У нижней границы распространения осадки слегка заилены.

Образование танатоценозов этого типа происходит в условиях формирования подводных абразионно-аккумулятивных равнин и неустойчивого осадконакопления. Выровненные пространства дна, покрытые маломощным слоем рыхлых осадков, сочетаются с выходами абразионно-скульптурных форм рельефа, образованных выходами пластов твердых коренных пород и скоплениями крупных каменистых глыб. В осадкообразовании ведущую роль играет ракуша, поступающая в основном в результате осыпания раковин отмерших моллюсков, селящихся на скалах. В составе танатоценоза преобладает аллохтонная ракуша, продуцированная биоценозами скал. Инвазия *Mytilaster lineatus* из Черного моря и массового развития его популяции в 20–30-е годы XX века привела к гибели аборигенного моллюска *Dreissena elata* [4]. Створки последнего доминируют в танатоценозе. В настоящее время поступление ракуши продолжается за счет продукции *Mytilaster lineatus*, который обрастает скалы, а также занимает биотоп ракуши. Часть ракуши поступает за счет продукции биоценозов из соседних угодий лугов морских трав, занимающих аккумулятивные участки подводного склона.

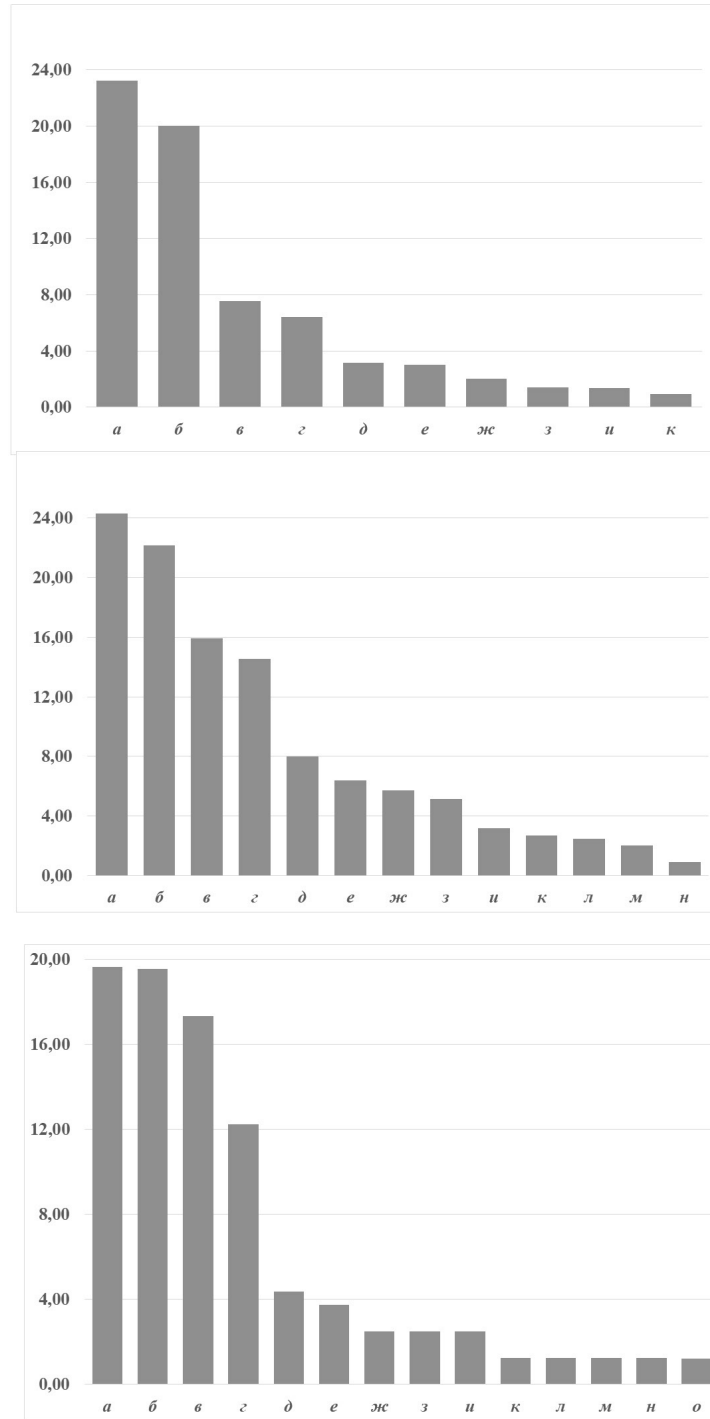


Рис. 10. Гистограммы индексов плотности двустворчатых моллюсков в танатоценозах Апшеронского архипелага: а) танатоценоз *Dreissena elata*+*Mytilaster lineatus*: а – *Dreissena elata*, б – *Mytilaster lineatus*, в – *Didacna longipes*, г – *Cerastoderma lamarcki*, д – *Didacna barbotdemarnyi*, е – *Abra ovata*, ж – *Didacna baeri*, з – *Dreissena rostriformis pontocaspica*, и – *D. rostriformis distincta*, к – прочие виды; б) танатоценоз *Mytilaster lineatus*+*Dreissena elata*: а – *Mytilaster lineatus*, б – *Dreissena elata*, в – *Abra ovata*, г – *Cerastoderma lamarcki*, д – *Hypanis albida*, е – *Didacna barbotdemarnyi*, ж – *Hypanis angusticostata acuticosta*, з – *Didacna longipes*, и – *Dreissena rostriformis pontocaspica*, к – *Didacna trigonoides praetrigonoides*, л – *D. baeri*, м – *Dreissena polymorpha*, н – прочие виды; в) танатоценоз *Mytilaster lineatus*+*Dreissena elata*+*Cerastoderma lamarcki* в угодье лугов морских трав: а – *Mytilaster lineatus*, б – *Dreissena elata*, в – *Cerastoderma lamarcki*, г – *Abra ovata*, д – *Didacna longipes*, е – *Hypanis albida*, ж – *Didacna barbotdemarnyi*, з – *Hypanis caspia*, и – *H. angusticostata acuticosta*, к – *Dreissena rostriformis distincta*, л – *D. rostriformis pontocaspica*, м – *Hypanis plicata*, н – *H. semipellucida*, о – *Didacna baeri*

Танатоценоз *Mytilaster lineatus*+*Dreissena elata* (рис. 10б) состоит из раковин, принадлежащих 17 видам моллюсков. Ядро танатоценоза образовано раковинами *Mytilaster lineatus*, *Dreissena elata* (индексы плотности соответственно 24,29; 22,14); к характерным видам относятся *Abra ovata* и *Cerastoderma lamarcki* (индексы плотности 15,93 и 14,53). Среди второстепенных видов можно отметить *Hypanis vitrea vitrea*. Танатоценоз входит в состав песчано-илистых осадков с примесью ракушки или является господствующим компонентом в илисто-ракушечных осадках на глубине от 8–10 до 22–24 м, в средней части аккумулятивного подводного склона Апшеронского архипелага, к югу от о. Жилого. Ракуша буро-серого, черного цвета.

Образование танатоценозов этого типа происходит в условиях устойчивого осадконакопления и формирования аккумулятивных равнин. Танатоценозы, помимо названных условий, образуются в нижней аккумулятивной части подводного склона на глубинах, малодоступных воздействию волнения, а также на аккумулятивных равнинах в пределах мелководий, блокированных от волн открытого моря скалистыми банками и островами.

В составе танатоценозов преобладает автохтонная ракуша, продуцированная местными биоценозами *Mytilaster lineatus*+*Abra ovata*+*Cerastoderma lamarcki*. Популяции *Mytilaster lineatus* образуют плотные щетки на поверхности илистого дна (см. рис. 9) и характеризуются наиболее высокой продуктивностью по сравнению с остальными компонентами биоценоза. Значительное участие в составе танатоценоза принимает аллохтонная ракуша *Dreissena elata*, продуцированная в прошлом соседними угодьями скал и камней.

Танатоценоз *Mytilaster lineatus*+*Dreissena elata*+*Cerastoderma lamarcki* (рис. 10в) состоит из раковин, принадлежащих 14 видам моллюсков (70% общего числа видов). Ядро танатоценоза образовано раковинами *Mytilaster lineatus*, *Dreissena elata*, *Cerastoderma lamarcki* (индексы плотности соответственно 19,62; 19,54; 17,32); характерным видом является *Abra ovata* (индекс плотности 12,24).

Танатоценоз входит в состав угодья лугов морских трав, на глубине 5–7 м, располагающегося между восточной оконечностью Апшеронского полуострова и островами Артема и Жилого.

Особенностью осадконакопления является ограниченное поступление терригенного материала, вместе с тем благодаря спокойной гидродинамической обстановке здесь создаются благоприятные условия для накопления хемогенных карбонатных илов. Значительное участие в осадкообразовании принимает ракуша. В составе танатоценоза преобладает автохтонная ракуша, продуцированная местным биоце-

нозом *Mytilaster lineatus*+*Cerastoderma lamarcki*+*Abra ovata*, а также аллохтонная ракуша *Dreissena elata*, продуцированная в прошлом угодьем скал и камней.

Заключение

Материалы комплексного изучения морских мелководий у западных берегов Среднего Каспия показывают ведущую роль литогенного фактора в формировании и распределении донных биоценозов на мелководье Апшеронского архипелага. При сопоставлении составленной ландшафтно-биономической карты с геоморфологической картой Апшеронского архипелага наблюдается тесная связь образования и распространения основных типов подводных угодий с геолого-геоморфологическим строением морского дна. Литогенный фактор выступает в качестве прямо и косвенно действующего экологического фактора. Прямо действующим фактором для биоценозов обрастателей является каменистый субстрат; косвенно действующим фактором служат унаследованные поднятия локальных структур, что в условиях мелководий Апшеронского архипелага ведет к абразии дна и формированию угодий скал и камней. Наибольшую площадь на мелководье Апшеронского архипелага занимают угодья полей ракушки на абразионно-аккумулятивной равнине. Накоплению здесь мощной толщи осадков препятствует унаследованное поднятие восточного продолжения мегаантиклинория Большого Кавказа. Ракушечные осадки, которые представляют особый танатоценоз, образуются за счет биоценоза сессильной фауны при осыпании раковин моллюсков, обрастающих скалы. В составе изученных танатоценозов господствуют створки *Dreissena elata* и *Mytilaster lineatus*, они указывают на близость выхода коренных пород. Однако следует отметить, что биоценоз *Dreissena elata* в настоящее время полностью вытеснен черноморским вселенцем *Mytilaster lineatus*. Можно прогнозировать, что высокая продуктивность последнего со временем приведет к абсолютному господству его створок в составе танатоценозов полей ракушки.

Из сопоставления геоморфологической карты (рис. 3) и карты подводных угодий (рис. 2) следует, что угодья скал и камней с биоценозом обрастателей совпадают с абразионным скульптурно-грядовым рельефом и растущими локальными антиклинальными поднятиями. Общеизвестно, что в береговой зоне моря на глубинах, доступных волновому воздействию абразионно-скульптурные формы рельефа формируются на месте растущих антиклинальных поднятий. Связь угодий скал и камней с биоценозами обрастателей с растущими антиклинальными структурами закономерна. Также закономерна связь угодий полей ракушки и угодий равнин, покрытых литифицированной коркой с абразионно-аккумулятивной равниной на месте подводного продолжения, испытывающего поднятие,

мегаантиклинория Большого Кавказа. В синклинальных депрессиях под защитой выступов берега и островов формируются угодья лугов морских трав. В нижней части подводного берегового склона на глубинах свыше 30 м формируются угодья илистых равнин.

Морфологическая структура ландшафта мелководий Апшеронского архипелага определяется пятью типами подводных угодий с характерными биоценозами: скал и камней – биоценоз обрастателей красной водоросли *Ceramium elegans* и беспозвоночных *Mytilaster lineatus*+*Balanus improvisus*; полей ракуши – танатоценоз *Dreissena elata*+*Mytilaster lineatus*; лугов морских трав – фитоценоз *Zostera minor*+*Ruppia maritima* в толще грунта биоценоз *Abra ovata*+*Cerastoderma lamarcki*–*Nereis diversicolor*; равнин, покрытых литифицированной коркой, – биоценоз обрастателей крас-

ной водоросли *Ceramium diaphaum* и беспозвоночных *Mytilaster lineatus*+*Balanus improvisus*; илистых равнин береговой зоны – в толще грунта биоценоз моллюсков *Cerastoderma lamarcki*+*Abra ovata*+*Pyrgula* и червей *Nereis diversicolor*+*Hupania*.

Таким образом, существует тесная связь образования и распространения подводных угодий и соответствующих биоценозов с геолого-геоморфологическим строением морского дна, с унаследованным дифференцированным развитием локальных структур, контролирующими процессы абразии или аккумуляции осадков.

К изменению структуры аборигенного состава зообентоса мелководья Апшеронского архипелага привели инвазия *Mytilaster lineatus* и интродукция *Abra ovata*.

Литература

Список русскоязычной литературы

1. Гурьева ЗИ, Петров КМ, Рамм НС, Шарков ВВ. Геолого-геоморфологическое изучение морских мелководий и берегов по материалам аэрофотосъемки. Методическое руководство. Л.: Наука; 1968.
2. Гурьева ЗИ, Петров КМ, Шарков ВВ. Аэрофотометоды геолого-геоморфологического исследования внутреннего шельфа и берегов морей. Атлас аннотированных аэрофотоснимков. Л.: Недра; 1976.
3. Гурьянова ЕФ. Теоретические основы составления карт подводных ландшафтов в Вопросы биостратиграфии континентальных толщ. В кн.: Тр. Третьей сессии Всесоюзного палеонтологического о-ва. М.: Госгеолтехиздат; 1959. С. 52-61.
4. Зарбалиева ТС, Ахундов ММ, Касимов АМ, Надиров СН, Гусейнова ГГ. Воздействие инвазивных видов на аборигенную фауну Каспийского моря в прибрежных водах Азербайджана. Российский журнал биологических инвазий. 2016;2:33-47.
5. Зенкевич ЛА, Бирштейн ЯА, Карпевич АФ. Первые успехи планомерной реконструкции фауны Каспийского моря. Рыбная промышленность СССР. 1945;1:40-4.
6. Макаров АВ, Курков МВ, Барымова АА. Сравнительный анализ результатов картирования литорали побережья Белого моря по материалам, полученным космической съемкой и аэросъемкой при помощи БПЛА «Геоскан

401». 2018. <https://www.geoscan.aero/ru/blog/844> (дата обращения: 12.08.2019).

7. Мануйлов ВА. Подводные ландшафты залива Петра Великого. Владивосток: Изд-во ДВГУ; 1990.
8. Митина НН, Чуприна ЕВ. Подводные ландшафты Черного и Азовского морей: структура, гидроэкология, охрана. Москва: Типография Россельхозакадемии; 2012.
9. Пенно МВ. Развитие научных представлений о морских ландшафтах. Экополитика и геоэкодинамика регионов. 2014;10(1):166-72.
10. Петров КМ. Подводные ландшафты: теория, методы исследования. Ленинград: Наука; 1989.
11. Самсонова НВ, Боричевский АБ. Сущность аэрофотосъемки с использованием беспилотных летательных аппаратов. В кн.: Актуальные направления научных исследований: от теории к практике. Чебоксары; 2016. С. 226-7.
12. Ткаченко КС. Использование аэрокосмической съемки в гидробиологических исследованиях. Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2012;14(1):15-31.
13. Шарков ВВ. Геология подводного склона западного берега Каспийского моря. Москва-Ленинград: Наука; 1964.

Общий список литературы/Reference List

1. Guryeva ZI, Petrov KM, Ramm NS, Sharkov VV. Geologo-Morfologicheskoye Izucheniye Morskikh Melkovodiy i Beregov po Materialam Aero-fotosyomki. [Geological and Geomorphological

- Study of Marine Shallow Waters and Shores Based on Aerial Photography. Methodological manual]. Leningrad: Nauka; 1968. (In Russ.)
2. Guryeva ZI, Petrov KM, Sharkov VV. Aerofo-tometody Geologo-Geomorfologicheskogo Issle-dovaniya Vnutrennego Shelfa i Berregov Morey. Atlas Annotirovannykh Aerofotocnimkov. [Aero-photomethods in Geological and Geomorphologi-cal Studies of the Inner Shelf and Coasts of Seas. Atlas of Annotated Aerial Photographs]. Lenin-grad: Nedra; 1976. (In Russ.)
 3. Guryanova YeF. [The theoretical basis for under-water landscape mapping]. In: Voprosy Biostratigrafii Kontinentalnykh Tolshch. Trudy Tretyey Sessii Vsesoyuznogo Paleontologicheskogo Ob-schestva. Moscow: Gosgeoltekhizdat; 1959. P. 52-61. (In Russ.)
 4. Zarbaliyeva TS, Akhundov MM, Kasimov AM, Nadirov SN, Guseynova GG. [Impact of inva-sive species on the native fauna of the Caspian sea in the coastal waters of Azerbaijan]. Rossiyskiy Zhurnal Biologicheskikh Invaziy. 2016;2:33-47. (In Russ.)
 5. Zenkevich LA, Birshtejn YaA, Karpevich AF. [The first successes of systematic reconstruction of the Caspian sea fauna]. Rybnaya Promyshlen-nost' SSSR. 1945;1:40-4. (In Russ.)
 6. Makarov AV, Kurkov MV, Barymova AA. [Com-parative analysis of the results of mapping the lit-toral of the White sea coast based on the materials obtained by space survey and aerial survey using the UAV «GEOSCAN 401»]. 2018. <https://www.geoscan.aero/ru/blog/844>. (In Russ.)
 7. Manuylov VA. Podvodnye Landshafty Zaliva Pe-tra Velikogo. [Underwater Landscapes of Peter the Great Bay]. Vladivostok: DVGU; 1990. (In Russ.)
 8. Mitina NN, Chuprina EV. Podvodnye Ladshafty Chernogo i Azovskogo Morey: Structura, Gidroekologiya, Okhrana. [Underwater Landscapes of the Black and Azov Seas: Structure, Hydroecol-ogy, and Protection]. Moscow; 2012. (In Russ.)
 9. Penno MV. [Development of scientific ideas about marine landscapes]. Ekopolitika i Geodinamika Regionov. 2014;10(1):166-72. (In Russ.)
 10. Petrov KM. Podvodnye Landshafty: Teoriya, Metody Issledovaniya. [Underwater Landscapes: Theory and Research Methods]. Leningrad: Nau-ka; 1989. (In Russ.)
 11. Samsonova NV, Borichevskiy AB. [The essence of aerial photography using unmanned aerial ve-hicles]. In: Aktualnye Napravleniya Nauchnykh Issledovaniy: Ot Teorii k Praktike. Cheboksary; 2016. P. 226-7. (In Russ.)
 12. Tkachenko KS. [The use of aerospace survey in hydrobiological studies]. Izvestiya Samarskogo Nauchnogo Tsentra Rossiyskoy Akademii Nauk. 2012;14(1):15-31. (In Russ.)
 13. Sharkov VV. Geologiya Podvodnogo Sklona Zapadnogo Berega Kaspiyskogo Moria. [Geology of the Underwater Slope of the Western Shore of the Caspian Sea]. Moscow-Leningrad: Nauka; 1964. (In Russ.)
 14. Harris PT, Baker EK. GeoHab atlas of seafloor geomorphic features and benthic habitats: Synthe-sis and lessons learned. In: Seafloor Geomorphol-ogy as Benthic Habitat. London; Elsevier; 2012. P. 871-90.
 15. Petrov KM. Geological and geomorphological elements that form shelf benthic communities. In: Annual conference «GeoHab 2019 – Marine Geological and Biological Habitat Mapping»: Ab-stracts (May 13–17, 2019, St. Petersburg, Russia). Saint Petersburg: VSEGEI; 2019. P. 157-8.

ПОЧВОВЕДЕНИЕ – НАУКА ХИМИЧЕСКАЯ

М.К. Захарова*, Б.Ф. Апарин

Центральный музей почвоведения имени В.В. Докучаева – филиал Федерального исследовательского центра «Почвенный институт имени В.В. Докучаева», Санкт-Петербург, Россия

Эл. почта: 123masha123@mail.ru

Статья поступила в редакцию 24.07.2020; принята к печати 06.09.2020

Экспозиция «Почвоведение – наука химическая», организованная в Центральном музее почвоведения им. В.В. Докучаева (Санкт-Петербург) в связи с 150-летием открытия периодического закона химических элементов Д.И. Менделеевым, призвана популяризировать знания о почве и привлечь внимание школьников, студентов и молодежи к проблемам сохранения почв как важнейшего природного ресурса. Знакомясь с экспозицией, посетители последовательно открывают для себя новые аспекты знаний о составе, строении, свойствах почвы, ее роли в функционировании биосферы и жизни человека. Экспозиция привлекает внимание к глобальным проблемам современности. Среди них – обеспечение продовольственной и экологической безопасности почв.

Ключевые слова: наука, экспозиция, почва, химический закон, химия, почвоведение.

SOIL SCIENCE IS A CHEMICAL SCIENCE

M.K. Zakharova*, B.F. Aparin

V.V. Dokuchaev Central Soil Museum, Saint Petersburg, Russia

Email: 123masha123@mail.ru

The exhibition “Soil Science is a Chemical Science” is dedicated to the 150th anniversary of the discovery of the periodic law of chemical elements by D.I. Mendeleev. It is intended to popularize knowledge about soil and to draw the attention of schoolchildren, students and young people to the problems of conservation of soil as the most important natural resource. Upon attending the exhibition, its visitors become aware, in a systematic way, of novel aspects of the composition, structure, and properties of the soil and its role in the functioning of the biosphere and in human life. The exhibition draws attention to the global problems of our time, including food safety and the environmental safety of soils.

Keywords: science, exhibition, soil, chemical law, chemistry, soil science.

Экспозиция «Почвоведение – наука химическая» в Центральном музее почвоведения им. В.В. Докучаева (ЦМП), призванная популяризировать знания о почве и привлечь внимание школьников, студентов и молодежи к проблемам сохранения почв как важнейшего природного ресурса (рис. 1), была организована в 2019 году в связи с тем, что этот год был провозглашен Генеральной ассамблеей ООН Международным годом Периодической таблицы химических элемен-

тов (International Year of the Periodic Table of Chemical Elements – IYPT 2019)¹.

Научная концепция экспозиции была разработана научным руководителем ЦМП им. В.В. Докучаева проф. Б.Ф. Апариним совместно с младшим научным сотрудником Музея М.К. Захаровой. В насыщении экспозиции материалами также принимали

¹ <https://www.iypt2019.ru/>; <https://www.iypt2019.ru/events/>



Рис. 1. Открытие экспозиции «Почвоведение – наука химическая»

участие научные сотрудники Музея: Ю.Р. Тимофеева, М.А. Лазарева, Е.В. Мингареева, Е.В. Пятиня. Художественное оформление экспозиции выполнил А.Д. Жданов, член Санкт-Петербургского Союза дизайнеров.

Экспозиция имеет модульную структуру. Двигаясь последовательно, посетитель открывает для себя новые аспекты о составе, строении, свойствах почвы, ее роли в функционировании биосферы и жизни человека. Четыре блока экспозиции включают 12 тематических разделов:

1-й блок: темы «Два закона две науки», «От А до Я», «Химический портрет»;

2-й блок: темы «Минералогический музей», «Кровь ландшафта», «Вдох – выдох»;

3-й блок: темы «Таинственная субстанция», «Пропитана жизнью», «Хлеб плодородия»;

4-й блок: темы «Почва – жизнь», «Будем жить», «Посланники прогресса».

Экспозиция оформлена в соответствии с фирменным стилем Центрального музея почвоведения и насыщена различными формами наглядного представления материала. Используются плоские двухмерные формы – графики, схемы, рисунки, фотографии; объемные натурные – пробирки с растворами, минералы на подложке, образцы почв, физическая модель молекулы гумуса, пакетики с удобрениями и другие.

Далее описание экспозиции и ее содержание будут проиллюстрированы ее графическими элементами.

Экспозиционный блок 1

Экспозиция открывается темой «Два закона две науки». Она раскрывает вклад двух великих русских ученых Дмитрия Ивановича Менделеева и Василия Васильевича Докучаева в развитие естествознания. Д.И. Менделеев, открыв 150 лет назад периодический закон химических элементов, не только заложил фундаментальные основы химии, но на многие десятилетия определил ее развитие. Спустя 15 лет В.В. Докучаев сформулировал закон всеобщей функциональной связи в природе, находящейся в центре учения «о соотношениях между так называемой живой и мертвой природой», и создал новую науку – почвоведение. Он доказал, что почва – это самостоятельное природное тело, качественно отличающееся от всех иных тел природы [1] (рис. 2), и открыл новую форму движения материи – почвообразование [6].

Закон всеобщей функциональной связи в природе (рис. 3) соответствует по рангу периодическому закону химических элементов Д.И. Менделеева. Оба эти закона обладают предсказательной функцией. В 1869 году было известно 63 химических элемента. За последние 150 лет, благодаря периодическому закону, были открыты 55 элементов, благородные газы, природные и искусственно полученные радиоактивные элементы. Закон функциональной связи в природе позволил В.В. Докучаеву создать почвенную карту Северного полушария планеты задолго до первых исследований почв высоких широт (рис. 4).

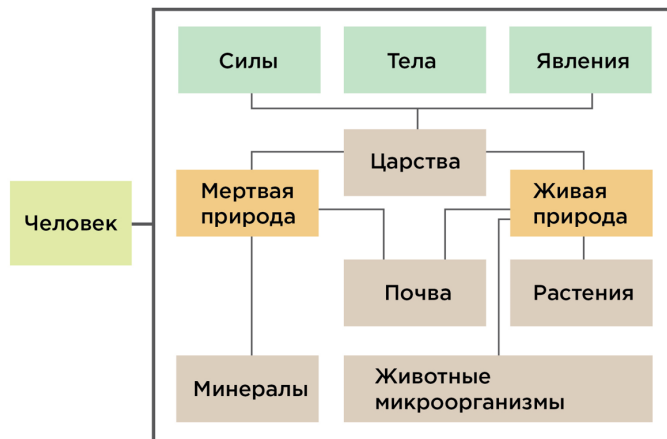


Рис. 2. Закономерные связи между явлениями природы [1]

$$П = f (ГП, Кл, ЖО, Р) * Т$$

П – почва

f – функция

ГП – горная порода

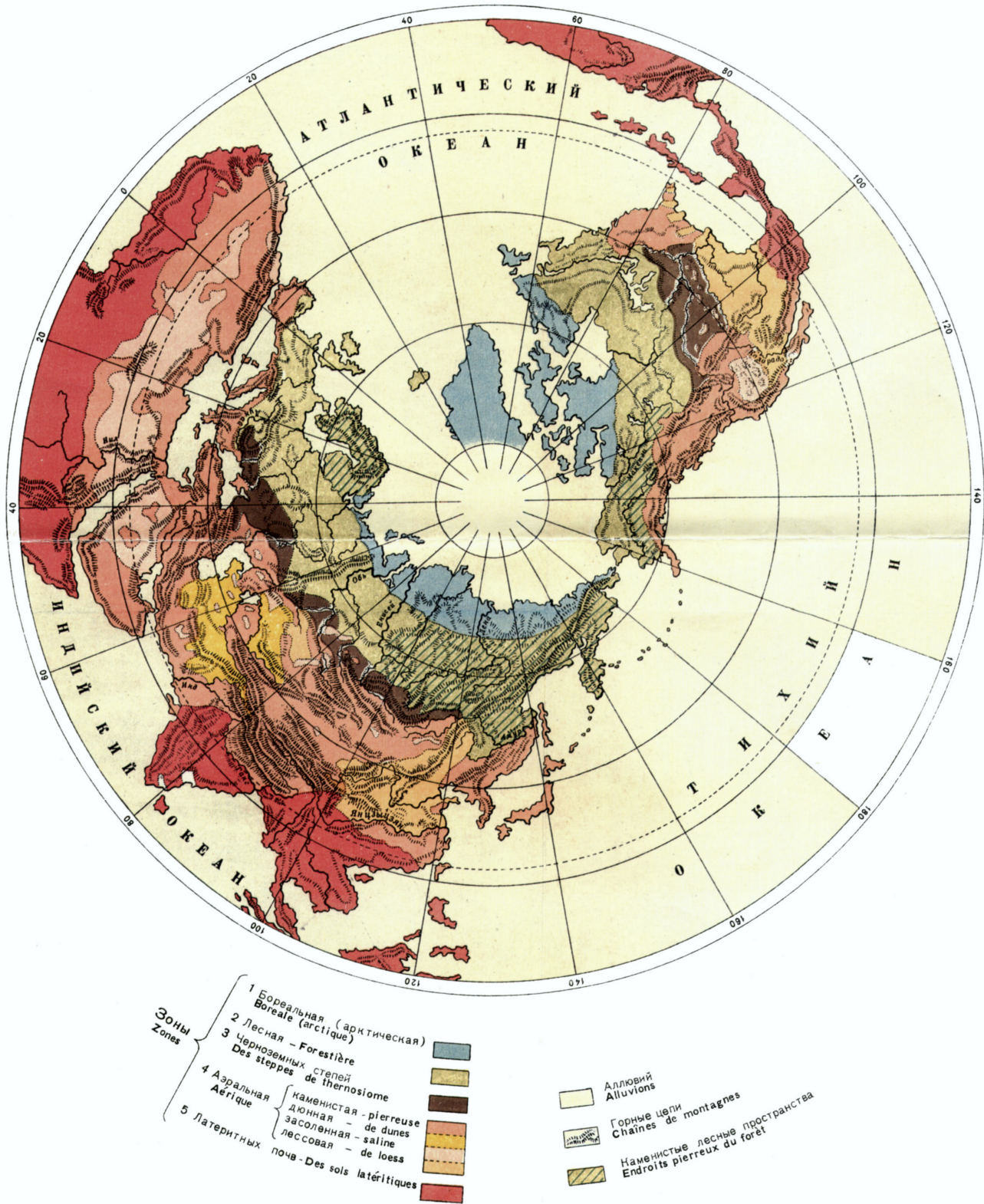
ЖО – живые организмы

Кл – климат

Р – рельеф

Т – время

Рис. 3. Закон всеобщей функциональной связи в природе



Настоящая карта является копией с рукописной карты (с текстом на французском языке), составленной В.В. Докучаевым к Всемирной выставке в Париже в 1900 г.

Рис. 4. Почвенная карта Северного полушария, составленная В.В. Докучаевым в 1899 году [22]

Ярким подтверждением действенности докучаевского закона являются связи между климатическими ареалами и генетическими типами почв (рис. 5), установленные В.Р. Волобуевым [9].

Датой основания науки о почве считается 11 декабря 1883 года – день защиты Докучаевым его научной работы «Русский чернозем». Оппонентами докторской диссертации были Д.И. Менделеев и А.А. Иностранцев. Вот оценка Д.И. Менделеевым научного труда Докучаева: «Это не только вклад, за который Вам скажут спасибо в настоящем и будущем практические люди земли и государственники, но и честь понимания научных основ того строя, в котором живет Рос-

сия». У Д.И. Менделеева отношение к Докучаеву как к равному: «Очень умный и знающий человек, славный товарищ»; «Действуйте спокойно ради любящих Вас и науки». Для Докучаева Д.И. Менделеев – «великий химик и мыслитель», «деятельнейший доброжелатель, дальновидный и мощный друг земледелия», «дорогой и знаменитейший на земле учитель» [1].

К концу XIX века, в значительной мере благодаря работам В.В. Докучаева и Д.И. Менделеева, сформировалось самостоятельное научное направление в почвоведении – химия почв (рис. 6) [1]. Выдающийся вклад в создание фундаментальных основ химии и химического анализа почв принадлежит К.К. Гедройцу [17].

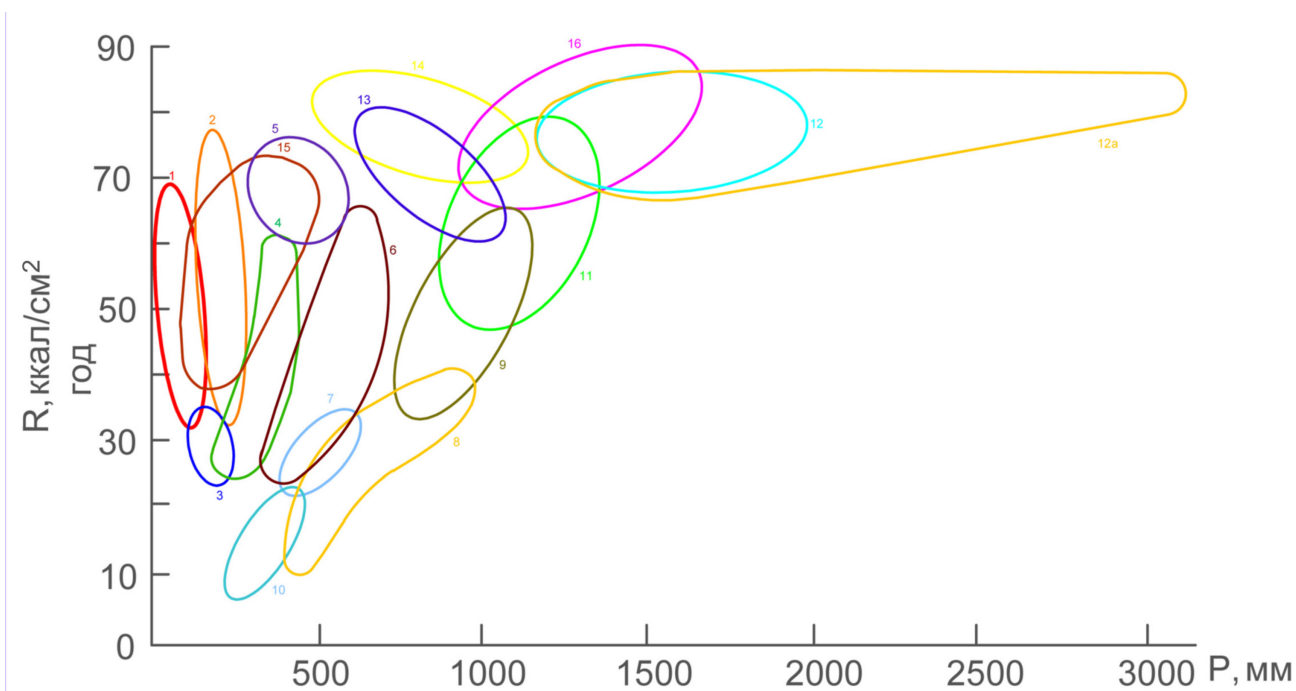


Рис. 5. Зависимость распределения почв на земной поверхности от гидротермических условий [9]

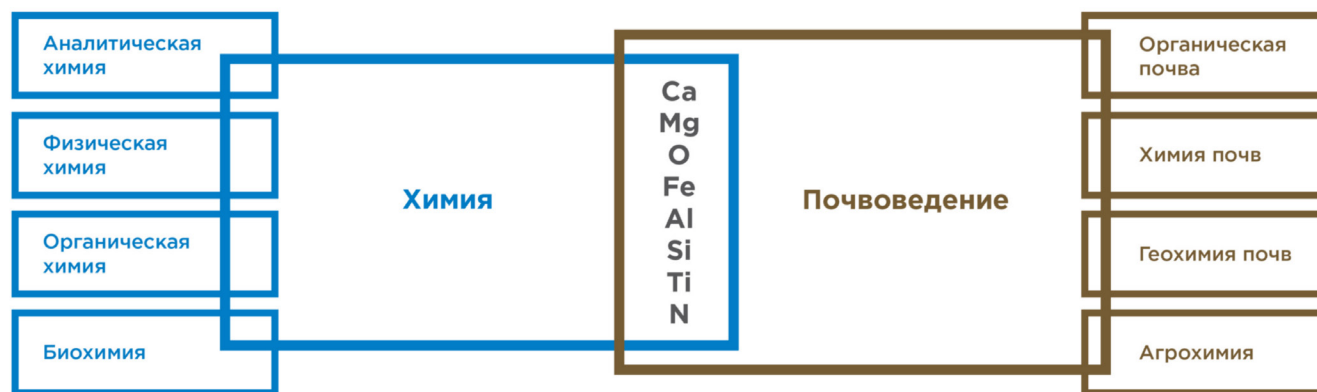


Рис. 6. Связь наук

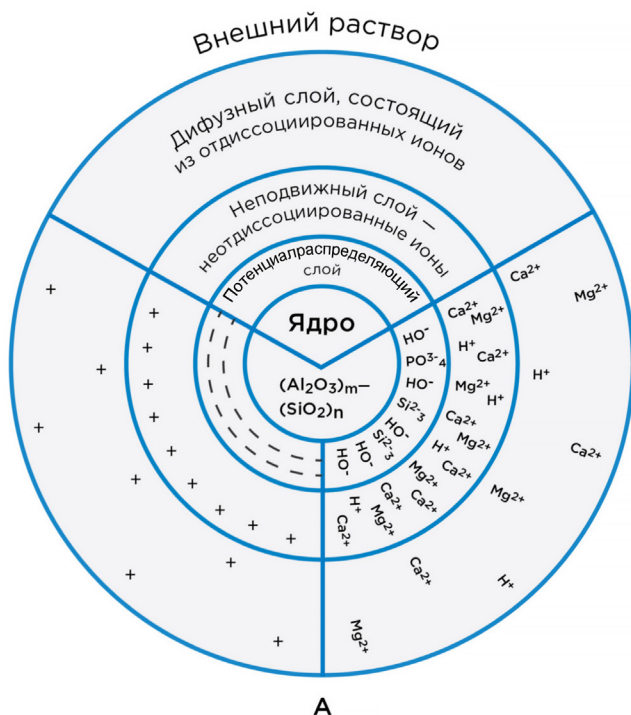
Стенд о связи наук «Два закона две науки» содержит два QR-кода. Если отсканировать их с помощью мобильного телефона, можно посмотреть видеоролик на платформе YouTube о том, как пользоваться таблицей Менделеева, и пройти тест из 10 вопросов на ее знание.

Тема «От А до Я» посвящена химическим элементам в почвах различного генезиса. Разнообразные профили, размещенные на фоне таблицы периодического закона, дают ключ к раскрытию колоссального разнообразия элементов в почве. Химические элементы в профилях находятся в разных формах: в составе органического вещества, кристаллической

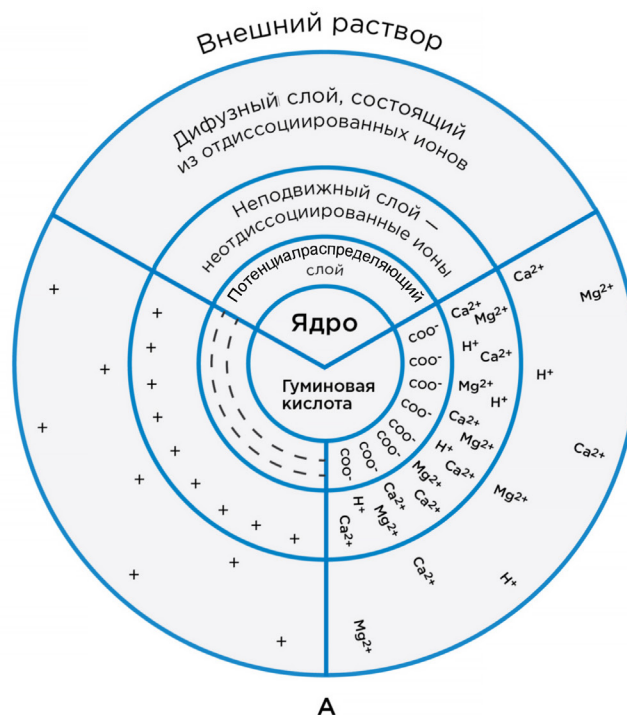
решетке первичных и вторичных минералов, в органоминеральных соединениях, новообразованиях, в ионной форме – в почвенных растворах или в составе почвенного поглощающего комплекса. Иллюстрацией различных форм химических элементов, присутствующих в почвах (рис. 7), являются минералы: кварц (SiO_2), пирит (FeS_2), каолинит ($\text{Al}_2(\text{Si}_2\text{O}_5)$), кальцит (CaCO_3); растворы (катионы: Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , H^+ , Al^{3+} , Fe^{3+} , Fe^{2+} , анионы: HCO_3^{2-} , CO_3^{2-} , NO_3^{2-} , Cl^- , SO_4^{2-} , H_2PO_4^- , HPO_4^{2-}); газы (молекулы: NO_2 , CO_2 , CH_4 , H_2S , NH_3) и органические вещества (C, H, O, N; Ca, S, K, P). Завершается экспозиция схемами строения минеральной и органической коллоидных частиц (рис. 8).



Рис. 7. Формы химических элементов, присутствующих в почвах



Минеральная коллоидная частица



Органическая коллоидная частица

Рис. 8. Строение почвенно-поглощающего комплекса [12]

Большое число химических элементов – первая особенность почв. Вторая состоит в высоком содержании углерода, входящего в состав органических соединений, и кремния, что связано с влиянием живых организмов на почвообразующие породы. Третья особенность почв заключается в значительном диапазоне колебаний концентраций химических элементов.

В почве содержатся практически все элементы таблицы Менделеева. В ней преобладают ($\Sigma > 99\%$): O, Si, Fe, Ca, Mg, Al, C, K, Na, Ti, Mn, N, P, S. Элементы Ba, Sb, B, Rb, Cu, V, Cr, Ni, Co, Li, Mo, Se и др. содержатся в макроколичествах, в сумме до 1% [18]. Для демонстрации содержания элементов в почве и сравнения с содержанием в литосфере и золе растений в экспозиции приведена таблица А.П. Виноградова (табл. 1).

Литосфера и почвы имеют преимущественно схожий химический состав. При этом в составе почв содержится значительно больше углерода и азота. Это связано с их биологическим накоплением в составе органических веществ. Несколько больше в почвах, по сравнению с литосферой, содержится кислорода, водорода, кремния и меньше – алюминия, железа, кальция, магния, натрия, калия и других металлов. В результате процессов почвообразования в минеральных почвах относительно накапливается кремний, углерод, азот, фосфор, калий и другие органические элементы.

Табл. 1
Среднее содержание некоторых элементов в биосфере (мг/кг) по А.П. Виноградову [5]

Элемент	Литосфера	Почва	Растения (зола)
B	12	10	400
F	660	200	10
Na	25000	6300	20000
Mg	18700	6300	70000
P	930	800	70000
S	470	850	50000
Ti	4500	4600	1000
Cr	83	200	250
Mn	1000	850	750
Cu	47	20	200
Zn	85	50	900
1	0,4	5,0	50

В почвах протекают очень сложные химические процессы (гумификация, оподзоливание, оглеение, осолодение и другие). В результате этих процессов при различном сочетании факторов почвообразования (горные породы, климат, рельеф, живые организмы и время) формируются почвы с различным химическим составом и свойствами. На планете преобладают (57%) кислые (pH = 4–6) сиалитные и алитизированные (типоморфные элементы H, Al₂O₃) почвы. Доля слабощелочных и нейтральных (pH = 7–8) сиалитных (SiO₂) почв составляет 30% [20]. На рис. 9 даны примеры почв различного химического состава и свойств, а также растительных ассоциаций, в которых они формируются.

В экспозиции представлены: глеезем сфагнового ельника, желтозем чайной плантации, коричневая почва сухих субтропиков, краснозем влажного тропического леса, торфяная почва болота, чернозем степи и подзол сосняка брусничного. Сизая окраска почв связана с переувлажнением и присутствием закисных форм железа, желтая – с накоплением в почве гидратированных оксидов железа и минерала лимонита, а красная –

негидратированных. Коричневая окраска почв связана с высоким содержанием оксидов железа, бурая – с накоплением слабо разложившегося органического вещества, черная – с аккумуляцией гуминовых кислот, связанных с кальцием. Белый цвет почвенных горизонтов объясняется относительным накоплением кварца, снятием пленок железа с первичных минералов.

При описании цвета почв пользуются шкалой Манселла. Экспозиция содержит интерактивный элемент: две цветовые палетки этой шкалы и два образца почвы разного цвета. Посетителю предлагается приложить образец почвы к наиболее подходящему участку шкалы и самостоятельно определить формулу точного цвета почвы.

«Химический портрет» каждой конкретной почвы можно описать, если знать, как изменяются с глубиной ее химические показатели. На экспозиционном стенде приведены наиболее распространенные методы исследования основных параметров почв: реакция среды (pH) – потенциометрический метод, емкость катионного обмена (ЕКО) – метод Бобко-Аскинази, насыщенность основаниями (BS) – метод Каппена,

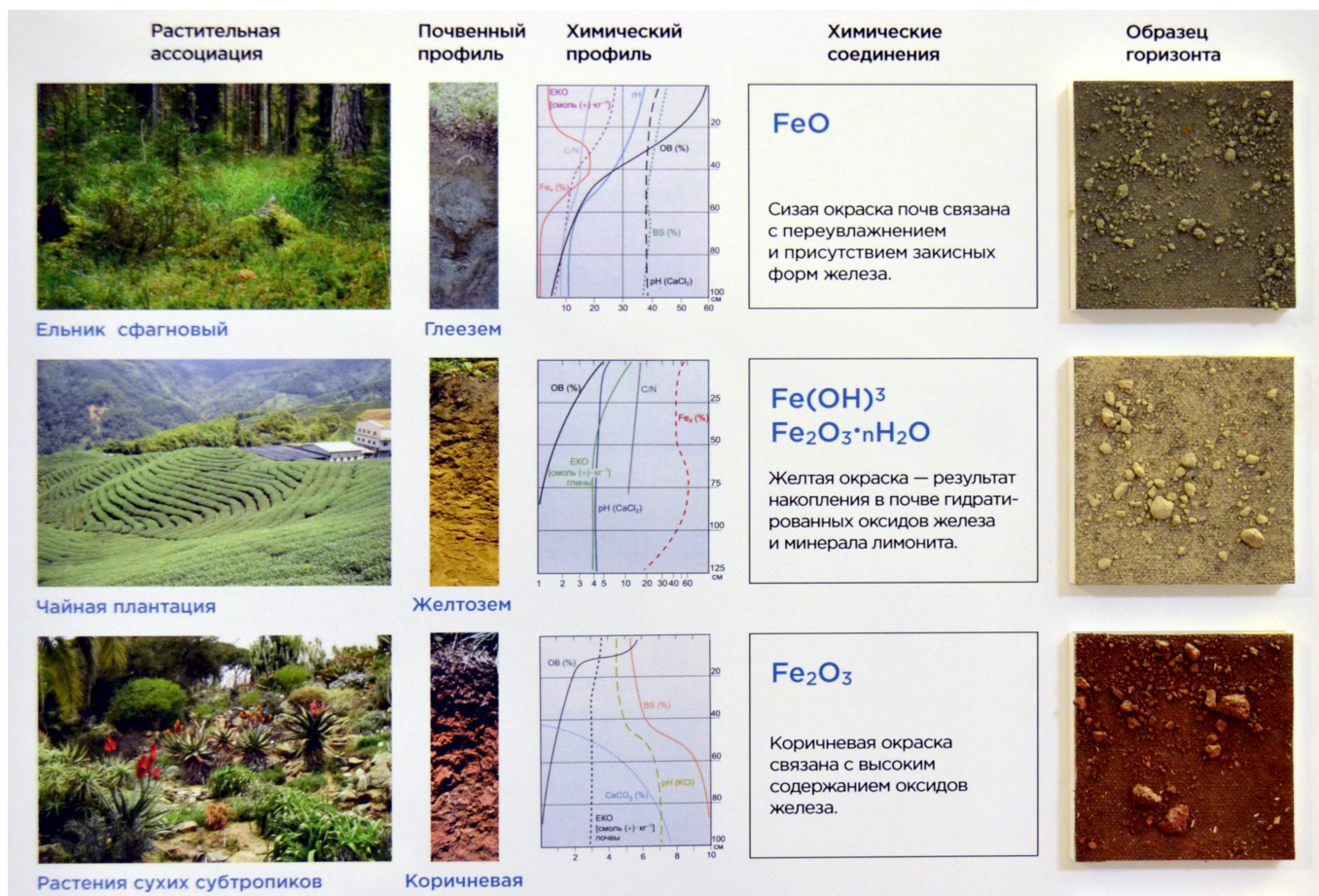


Рис. 9. «Химический портрет» почв (фрагмент). (Показаны виды химических соединений, в наибольшей степени обуславливающих окраску почв)

содержание органического вещества ($C_{\text{орг}}$) – метод Тюрина, содержание азота (N) – метод Кьельдаля, фосфора (P) – метод Чирикова, несиликатного железа (Fed) – метод Мера-Джексона, аморфного железа (Fe_a) – метод Тамма [10].

ЭКСПОЗИЦИОННЫЙ БЛОК 2

Почва – это четырехфазная (-компонентная) система. Второй блок экспозиции знакомит посетителя с составляющими ее твердой, жидкой, газообразной фазами. Твердая фаза почвы представлена минеральной матрицей – рыхлым пористым телом из первичных и вторичных минералов (скелета почвы).

Почва является своего рода «минералогическим музеем». Чтобы увидеть разнообразие минералов, необходимо изготовить очень тонкие срезы почвы – шлифы, освободить первичные минералы от покрывающих их пленок из глинистых минералов, гумуса и оксидов железа (рис. 10). Минералы – это структурированные комбинации химических элементов. В большинстве почв преобладают кварц, полевые шпаты, плагиоклаз, слюды, каолинит, монтмориллонит, смешаннослойные глинистые минералы. На экспозиции представлены некоторые минералы, их химические и структурные формулы: апатит ($Ca_5[PO_4]_3(F,Cl,OH)$), лазурит ($Na[AlSi_3O_8]SO_4$), халькопирит ($CuFeS_2$), гранат ($R^{2+}_3R^{3+}_2[SiO_4]_3$), биотит ($K(Mg, Fe)_3[Si_3AlO_{10}][OH, F]_2$), ильменит ($FeTiO_3$) (рис. 11).

Химические элементы высвобождаются из кристаллических решеток минералов в результате процессов почвообразования. На стенде приведены примеры трансформации минералов: мусковит после лесного пожара, разрушение оливина в гумусовом горизонте, разрушение кварца в гумусово-эллювиальном горизонте, разрушение плагиоклаза в метаморфическом горизонте, гиббситизированный полевой шпат, глинисто-гумусовая кутана. Изучить эти процессы позволяют современные методы исследования горных пород и минералов: рентгеноструктурный анализ (прибор – диффрактометр, результат – рентгенограмма смеси минералов), термический анализ (прибор – дериватограф, результат – термограмма глинистых минералов). Рассмотреть минеральный шлиф можно под микроскопом.

Поровое пространство минеральной матрицы почвы занимают находящиеся в антагонистических отношениях вода и воздух. Чем больше в почве содержится воды, тем меньше воздуха. От их соотношений зависят окислительно-восстановительные процессы, которые играют важную роль в формировании «химического портрета» почвы.

По образному выражению В.В. Докучаева, почвенная влага – это своего рода кровь ландшафта [5]. Почвенные капилляры и водотоки образуют единую кровеносную систему ландшафта (рис. 12).



Рис. 10. «Минералогический музей» почв



Рис. 11. Минералы в почвах и их структурные формулы

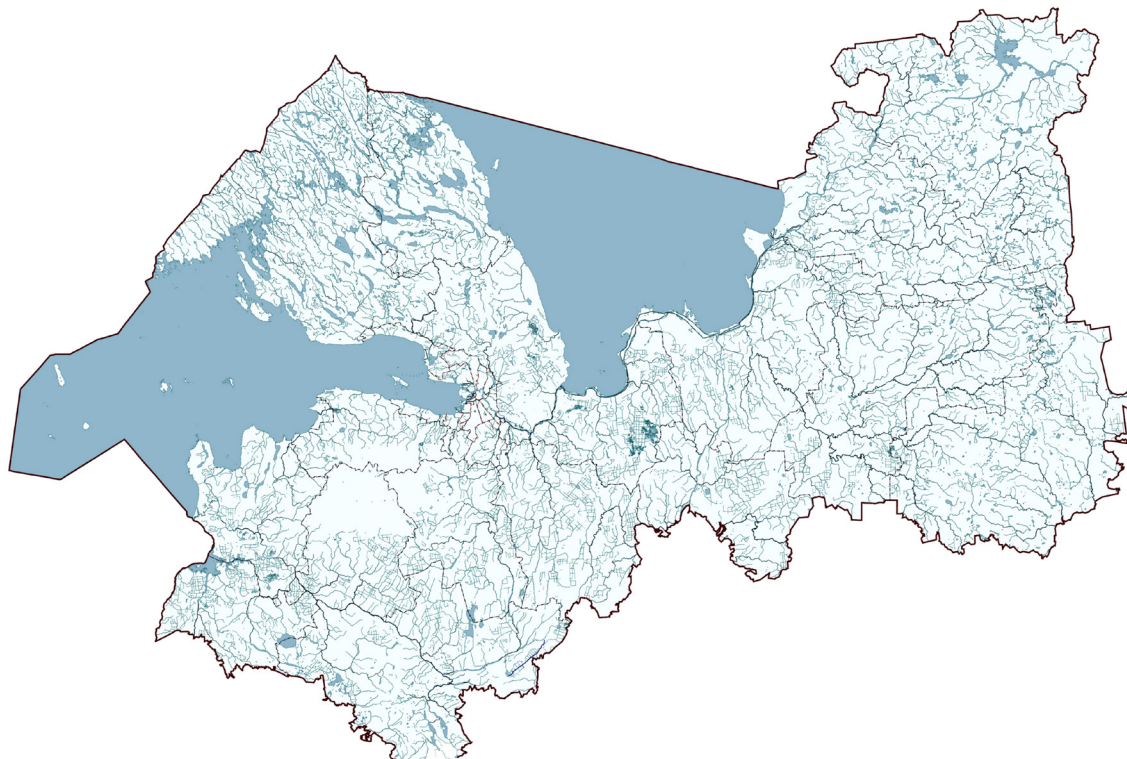


Рис. 12. Карта речной сети Ленинградской области²

² Отчет по НИР «Выявить закономерности изменения ресурсного потенциала почв крупного агропромышленного региона (Ленинградской области) в результате естественной эволюции и антропогенного воздействия». ФГБНУ ЦМП им. В.В. Докучаева, 2018.

Почвенный раствор, подобно крови, двигаясь по почвенным капиллярам, доставляет разнообразные химические элементы их основным потребителям (растениям, микроорганизмам, беспозвоночным и позвоночным животным). На рис. 13 для сравнения представлены две круговые диаграммы химического состава почвенных растворов подзолистой почвы и чернозема и три вертикальные диаграммы химического состава водной вытяжки из почв – бурой почвы, такыра и солонца. Они показывают разнообразие химического состава жидкой фазы почв различных типов.

Культурные растения очень чувствительны к реакции почвенных растворов, которая изменяется в широком диапазоне pH: от 3–4 в подзолистых почвах до 8–9 в каштановых, достигая максимума (10–11) в солонцах и содовых солончаках.

Почва, являясь глобальным звеном влагооборота, поглощает атмосферные осадки, отдавая часть из них поверхностным и грунтовым водам (рис. 14).

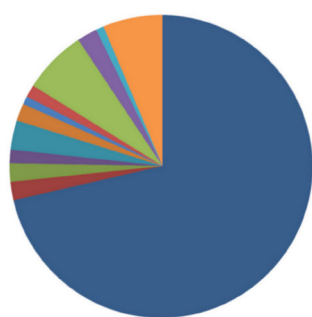
Почвенная влага (12%) является частью поверхностной и атмосферной воды. В свою очередь, поверхностная и атмосферная составляет 1% общих запасов пресной воды. Всего же на долю пресной приходится лишь 3% общего объема воды на планеты.

Тема «Вдох – Выдох» посвящена газовой составляющей почвы. Почвенный воздух – смесь газов, находящаяся в постоянном взаимодействии с атмосферой. Его состав и содержание связаны с жизнедеятельностью растений, животных, микроорганизмов, обменом с жидкой, твердой фазами и органическими веществами почвы, а также с газами, поступающими из глубоких слоев литосферы (эманация газов). Диаграмма среднего состава почвенного воздуха представлена на рис. 15.

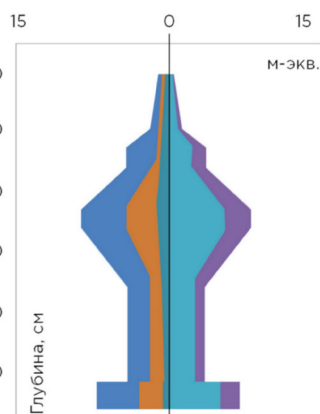
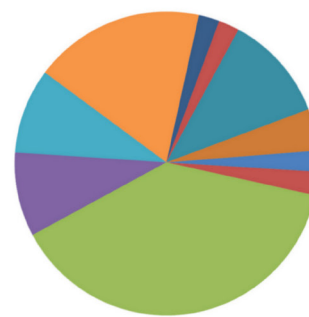
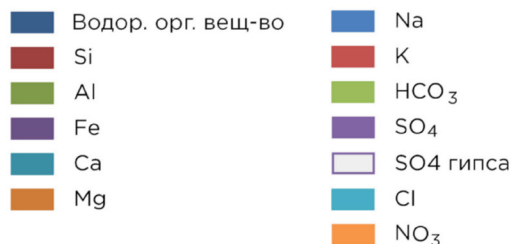
В процессе своеобразного «вдоха» почва поглощает из прилегающих слоев атмосферы кислород (O_2) и небольшое количество углекислого газа (CO_2), а в процессе «выдоха» выделяет углекислый газ (CO_2),

Подзолистая почва

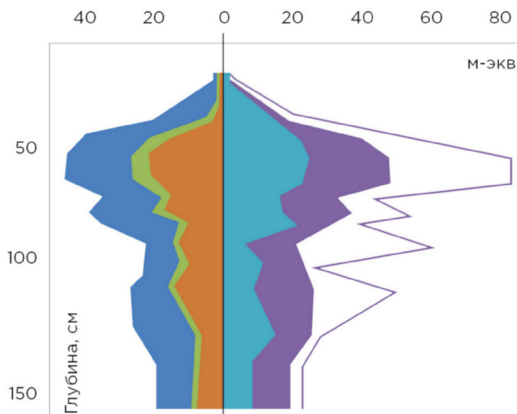
Чернозем



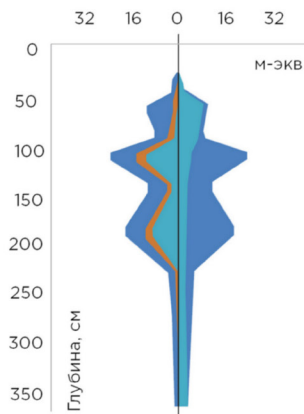
Водорастворимое вещество почвы



Бурая почва



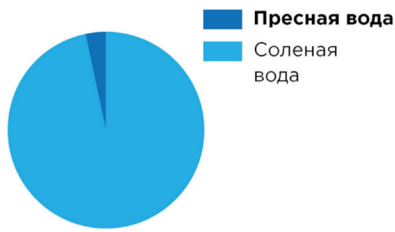
Такыр



Солонец

Рис. 13. Химический состав некоторых почвенных растворов

Вся вода



Пресная вода



Поверхностная и атмосферная

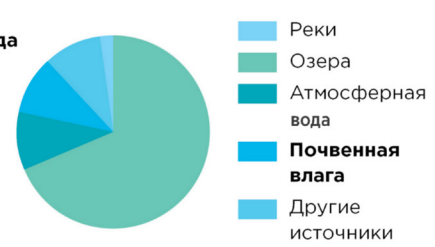


Рис. 14. Место почвенной влаги в глобальном распределении воды

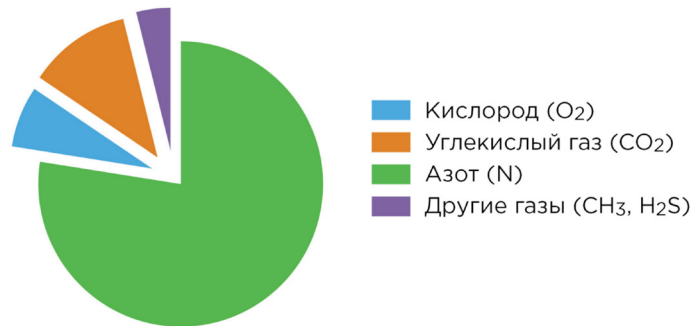


Рис. 15. Усредненный состав почвенного воздуха

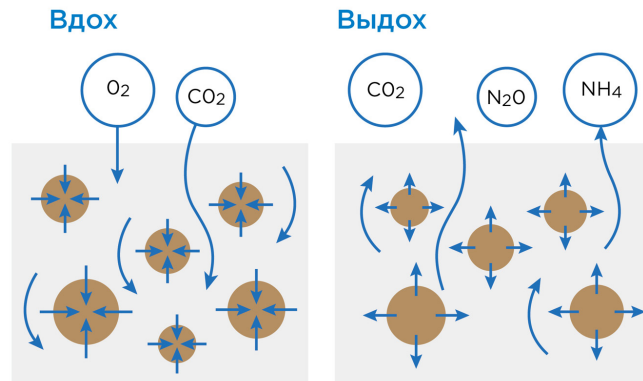


Рис. 16. Дыхание почвы

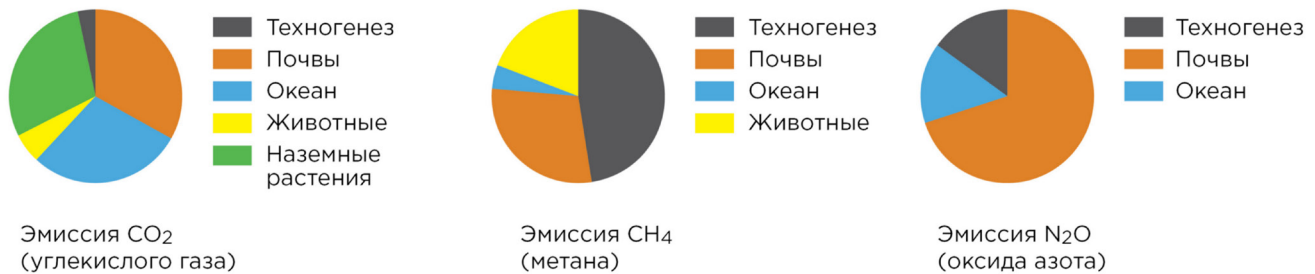


Рис. 17. Относительный вклад почв в глобальную эмиссию парниковых газов

оксид азота (N_2O), аммиак (NH_3), метан (CH_4), сероводород (H_2S) и другие газы (рис. 16). Концентрация O_2 и CO_2 в почвах может изменяться в очень широком диапазоне: O_2 – от 0,05 до 21%, CO_2 – от 0,03 до 20,0%. Основные потребители кислорода и продуценты углекислого газа в почве – корни растений, микроорганизмы и почвенные животные. При содержании кислорода менее 15–17% у растений наблюдаются признаки кислородного голодания.

Современный состав атмосферы в значительной мере является результатом дыхания почв в бесконечных циклах почвообразования на разных этапах геологической истории [5].

Вклад почв в глобальную эмиссию углекислого газа составляет 33%, в эмиссию метана – также 33%, в эмиссию оксида азота – 73% [19] (рис. 17). Среди почв лидеры по эмиссии метана – почвы торфяных болот и рисовых плантаций.

Удельная эмиссия углекислого газа с поверхности почвы для территории России представлена на карте (рис. 18).

По меткому выражению В.И. Вернадского, ученика В.В. Докучаева, почва пропитана жизнью. В словах ученого заложено понимание сущности почвы как биокосного тела – единства живой и неживой ма-

терии. Докучаев говорил: «Попробуйте вырезать из целинной древней степи кубик почвы, увидите вы в нем больше корней, трав, ходов жучков, личинок, чем земли. Все это бурлит, сверлит, точит, роет почву, и получается несравнимая ни с чем губка». Население почвы чрезвычайно разнообразно (рис. 19, 20). В здоровой почве обитают позвоночные животные, дождевые черви, нематоды, клещи, насекомые, сотни видов грибов, тысячи видов бактерий и актиномицетов. Ее обитатели образуют биопедоценоз (устойчивые сообщества) со своими характерными особенностями взаимоотношений в каждом типе почв.

Основу многих почвенных процессов составляют органо-минеральные взаимодействия. Большую роль в них играет сообщество микроорганизмов. Подсчитано, что в одной чайной ложке здоровой почвы живых организмов больше, чем людей на планете Земля (рис. 21).

Исследование метагенома почв является актуальным и перспективным направлением не только для науки о почве, но и для естествознания в целом. Для наглядного восприятия приведена упрощенная схема исследования микробиома почв и получаемый результат (метагеном чернозема и микробиом гумусовых горизонтов естественных и городских почв) (рис. 22).

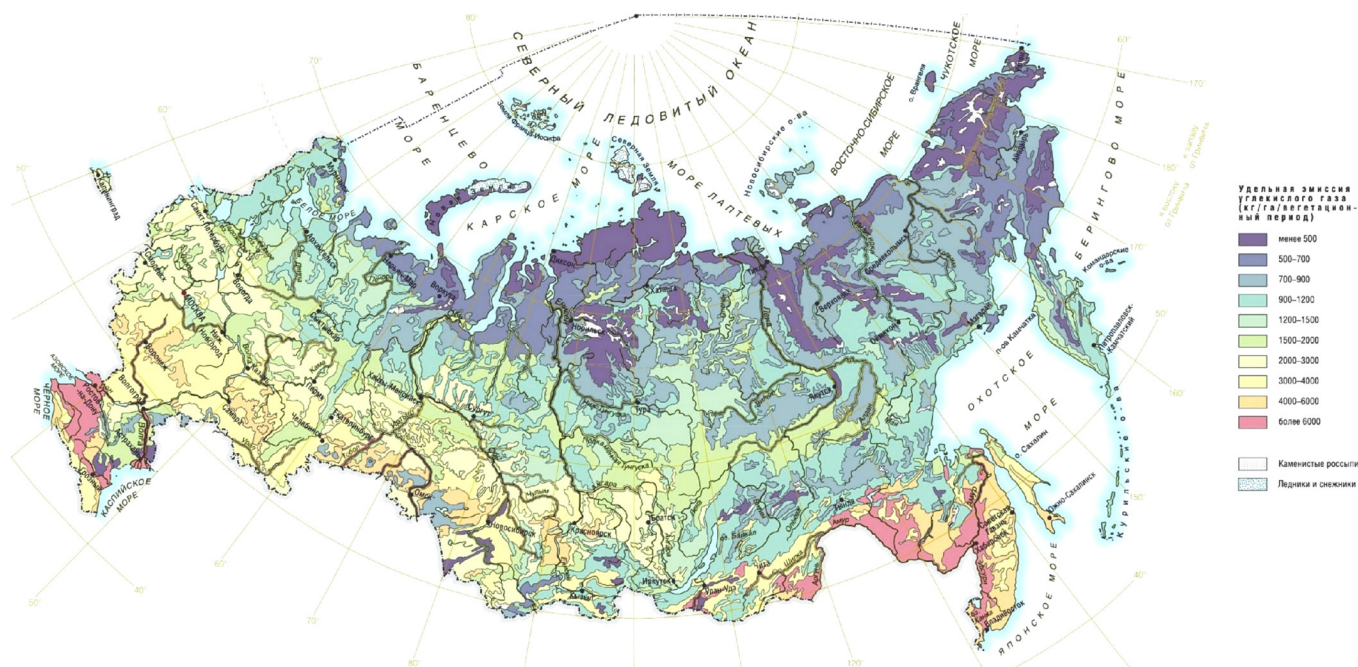


Рис. 18. Эмиссия CO_2 почвенным покровом [22]

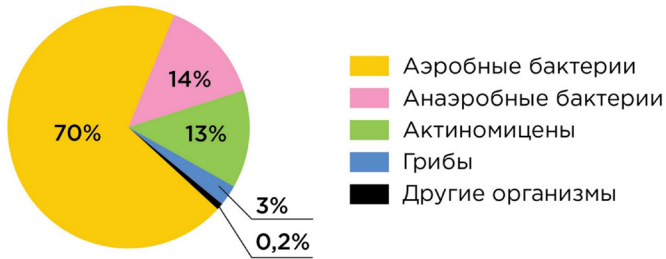


Рис. 19. Количество живых компонентов в 1 г почвы

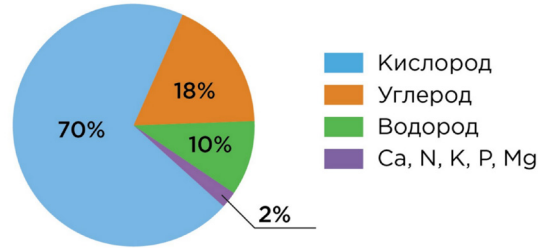


Рис. 20. Соотношение химических элементов в живых организмах

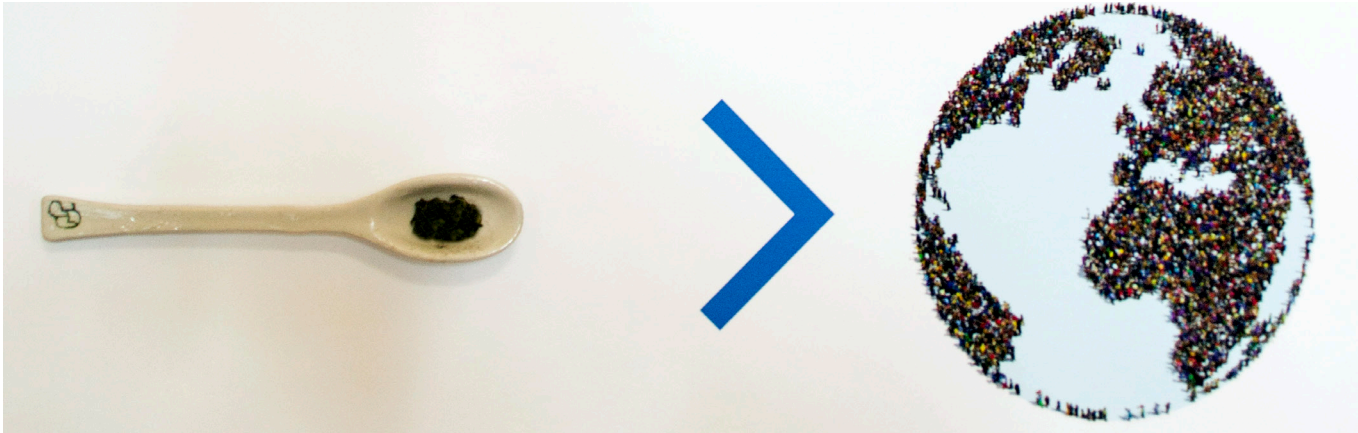


Рис. 21. «Население» здоровой почвы

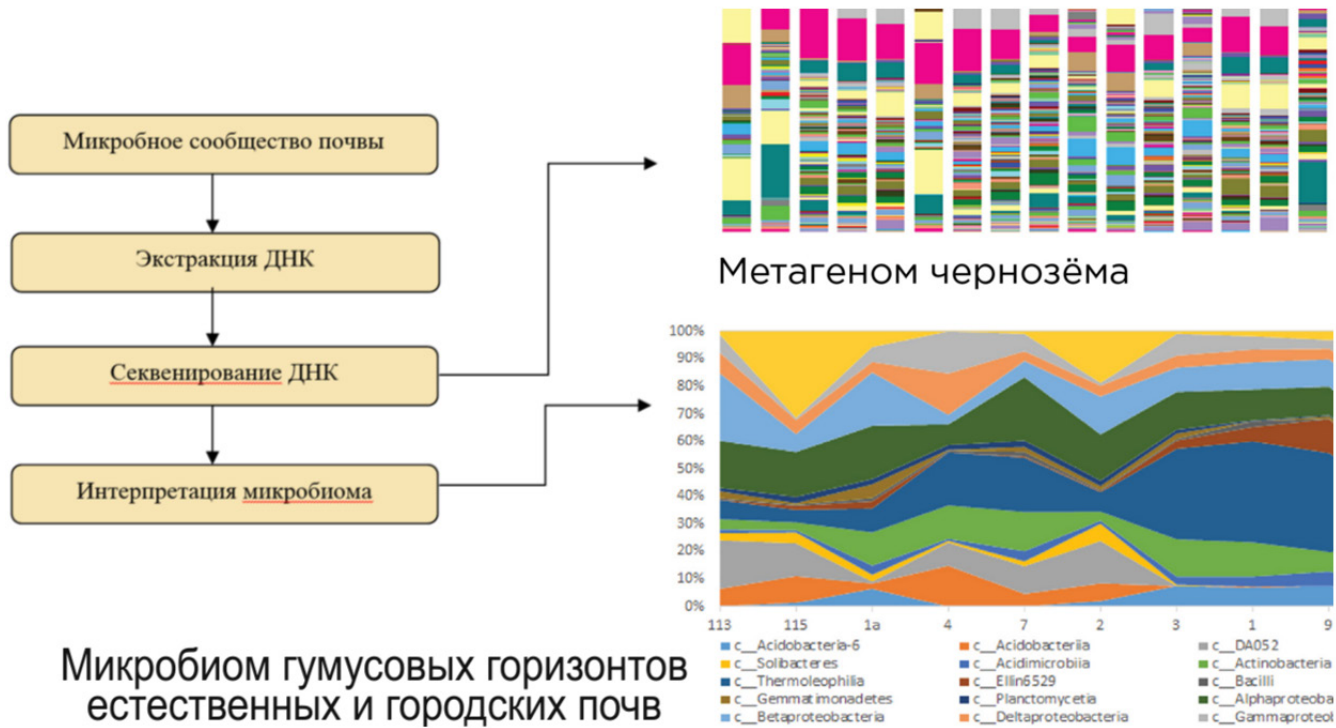


Рис. 22. Исследование микробиома почвы

Экспозиционный блок 3

Почвенный гумус (главный показатель богатства и плодородия почвы) по причине своей сложной организации и недостаточной изученности представлен на экспозиции как «Таинственная субстанция». Роль гумуса в жизни биосферы настолько многогранна и значима, что ученые выделяют особую гумусовую оболочку планеты – гумосферу [16]. С гумусом связаны разнообразные функции почв: аккумуляция энергии и элементов питания растений, регулирование теплового режима, формирование почвенной структуры и улучшение водно-физических свойств почвы, биопротекторная и физиологическая функции [21]. Что мы знаем о гумусе? Это самый сложный продукт почвообразования, совокупность живой биомассы и органических остатков растений, животных, микроорганизмов, продуктов их метаболизма и специфических новообразованных органических веществ почвы [16]. Гумус состоит из трех групп химических веществ: гуминовых кислот, фульвокислот и гуминов. Гумины представляют собой органоминеральные соединения, очень устойчивые к микробному разложению, а также к действию кислот и щелочей. Какие еще возможности таит в себе эта «таинственная субстанция», ученым еще предстоит раскрыть.

Гуминовые кислоты содержат 46–62% углерода (С), 3–6% азота (N), 3–5% водорода (H) и 32–38% кислорода (O). В составе фульвокислот углерода больше – 45–50%, азота – 3,0–4,5%, водорода – 3–5%. Гуминовые и фульвокислоты практически всегда содержат серу (до 1,2%), фосфор (десятки и сотни долей процента) и катионы различных металлов [18].

Молекулярное строение гумуса очень сложное. На рис. 23 в узлах объемной модели заключены химические элементы (углерод, кремний, сера, азот, кислород, фосфор, водород, металлы).

Гумус представляет собой совокупность всех органических соединений, находящихся в почве, кроме входящих в состав живых организмов и органических остатков, сохранивших анатомическое строение. На рис. 24 приведены типы органического вещества почвы в натурном виде: гумусовый горизонт, лесная подстилка, торф, перегнойный горизонт.

Почвы обеспечены гумусом в разной степени (рис. 25). Самая богатая гумусом почва – чернозем. По Докучаеву, чернозем для России дороже всякой нефти, всякого каменного угля, дороже золотых и железных руд; в нем – вековечное неистошимое русское богатство.

Экспозиционный блок 4

Все глобальные проблемы современности (энергетическая, сохранение биоразнообразия, качества воды и др.) в той или иной мере взаимосвязаны с состоянием почв и их использованием. Наиболее острая проблема, стоящая в настоящий момент перед человечеством, – обеспечение продовольственной безопасности.

Чтобы накормить растущее население планеты продовольствием (рис. 26), к 2050 году потребуется удвоить и даже утроить производство сельскохозяйственной продукции [3, 7].

В сельскохозяйственных растениях, содержится более 70 химических элементов. Углерод, водород и кислород поступают в растения в основном из атмосферы, все остальные элементы – из почвы. На разных стадиях роста культурные растения предъявляют различные требования к содержанию химических элементов в почвах (табл. 2).

Негативное влияние на состояние растения оказывает не только недостаток, но и избыток химических элементов.

Нехватка азота проявляется в обмельчении листьев. Они становятся узкими, теряя насыщенную зеленую окраску. На бледно-зеленых молодых листьях появляются оранжевые и красные точки. Листья желтеют, опадают раньше времени. При избытке азота листва приобретает темно-зеленую окраску. Растения начинают буйно расти, но стебли у них мягкие, цветков образуется мало. Часто наблюдается хлороз, появляются коричневые некротические пятна, концы листьев скручиваются [11].

При недостатке фосфора листья растений мельчают, становятся узкими, тусклого темно-зеленого цвета, с красным, пурпурным или бронзовым отливом. Стебли, черешки и жилки листа также приобретают лиловый цвет. Цветение и созревание плодов задерживается, рост побегов замедляется, они искривляются и слабеют. У растений, получивших избыток фосфора, листья мельчают, тускнеют, сворачиваются и покрываются наростами. Стебли растений твердеют [11].

Симптомы недостатка калия проявляются побледнением листьев (окраска тусклая, голубовато-зеленая), листья становятся сморщенными, иногда курчавыми. Листья желтеют, начиная с верхушки, но прожилки остаются зелеными. Постепенно листья желтеют полностью и приобретают красновато-фиолетовый цвет. Растения становятся низкорослыми, побеги вырастают тонкие и слабые. *Избыток калия* вызывает задержку в развитии растения. Листья приобретают светло-зеленую окраску, на них появляются пятна. Сначала рост листьев замедляется, затем они увядают и опадают [11].

Почва, обеспечивая растения питательными веществами, истощается. Для восполнения запасов необходимо использовать удобрения (рис. 27). В разделе «Хлеб плодородия» представлены основные виды удобрений в сухой, жидкой и минеральной форме: хлористый калий (KCl), микроэлементное удобрение (Fe, Cu, Zn, Mn, Mo, B, Co, Ni, Cl), зола (CaCO₃, NaCl, CaSiO₃, NaPO₄, MgSO₄, MgCO₃, K₃PO₄, CaCl₂, MgSiO₃, CaSO₄), гуматы (комплексное удобрение), суперфосфат ((CaH₂PO₄)₂ × H₂O + 2CaSO₄ × 2H₂O), аммиачная селитра (NH₄NO₃), мел (CaCO₃).

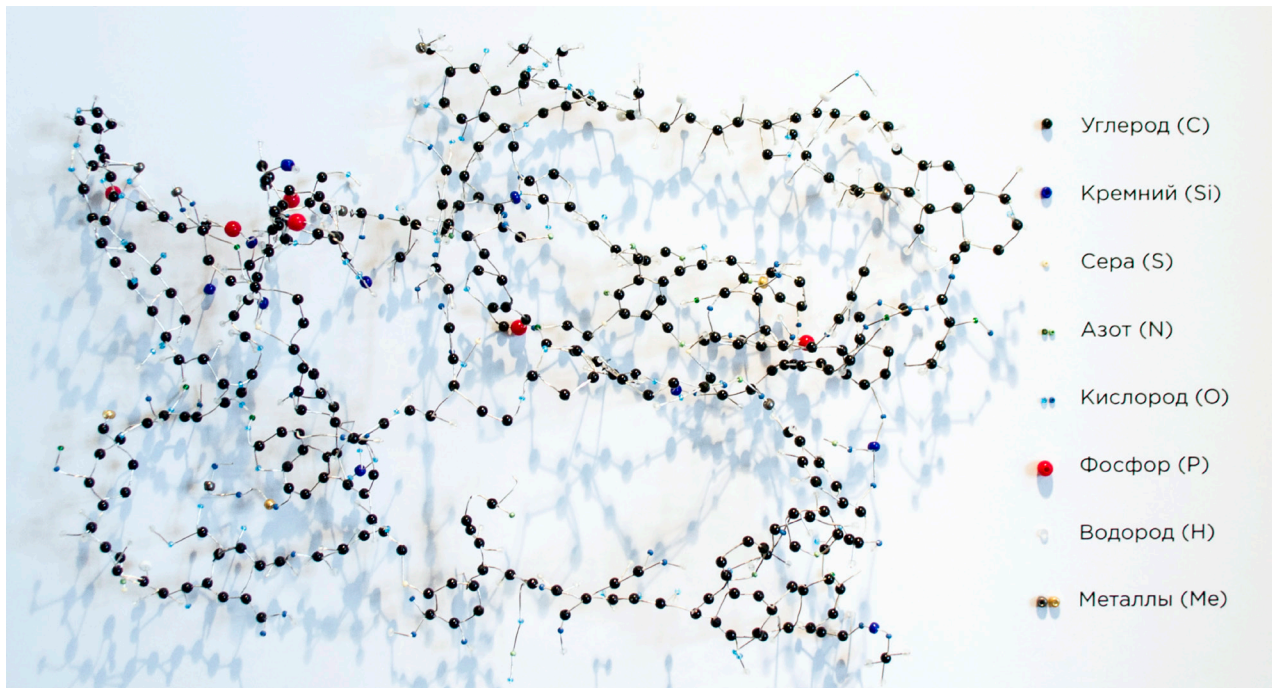


Рис. 23. Молекула гумуса. Структурная модель

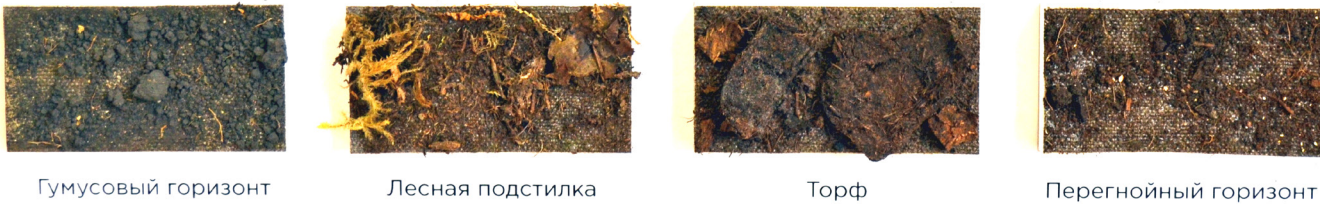


Рис. 24. Типы органического вещества почвы



Рис. 25. Карта содержания гумуса в верхних горизонтах почв России [22]

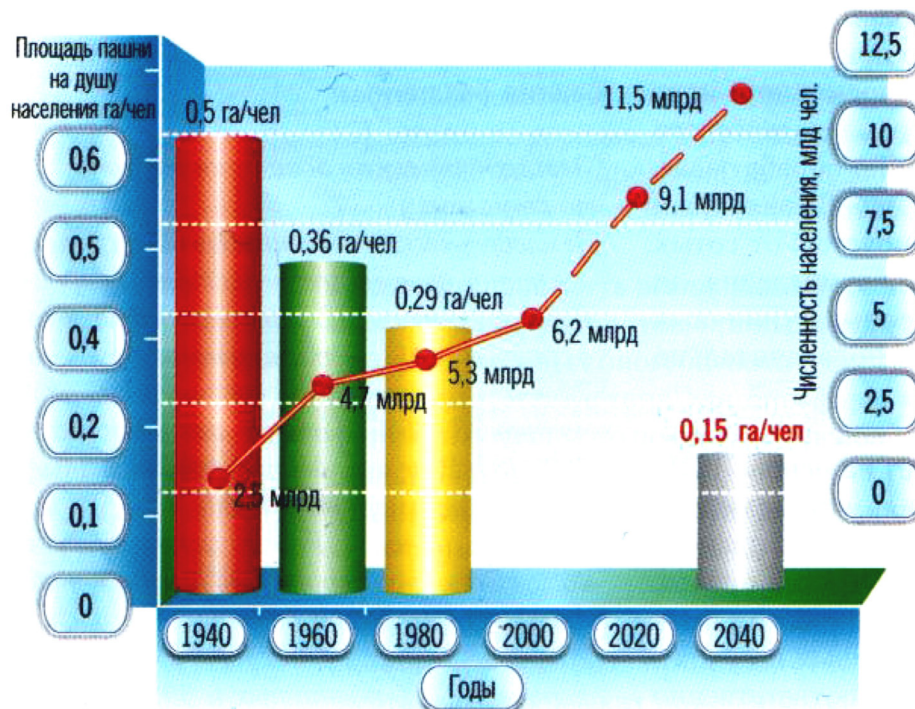


Рис. 26. Рост населения и снижение площади пахотных земель на человека [3]



Рис. 27. Удобрения



Рис. 28. Функции почв [13]

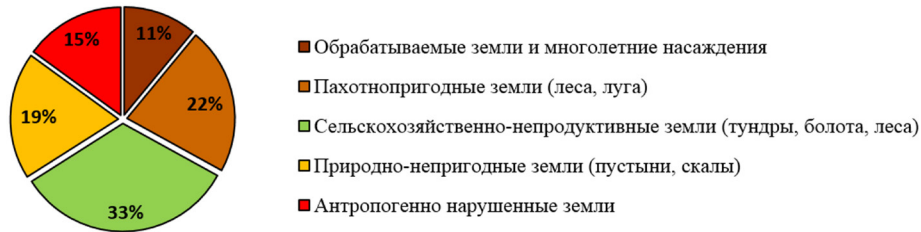


Рис. 29. Земельный фонд планеты [3]

Табл. 2

Потребность растений в химических элементах на разных стадиях развития [8]

Стадии роста	Необходимые микроэлементы
Прорастание семян и начало роста	Fe, Zn, Mn
Вегетативный рост	Fe, Zn, Mn, Cu, B
Цветение и завязывание плода	Fe, B
Плодоношение и подготовка к зиме	Cu, Mo, B

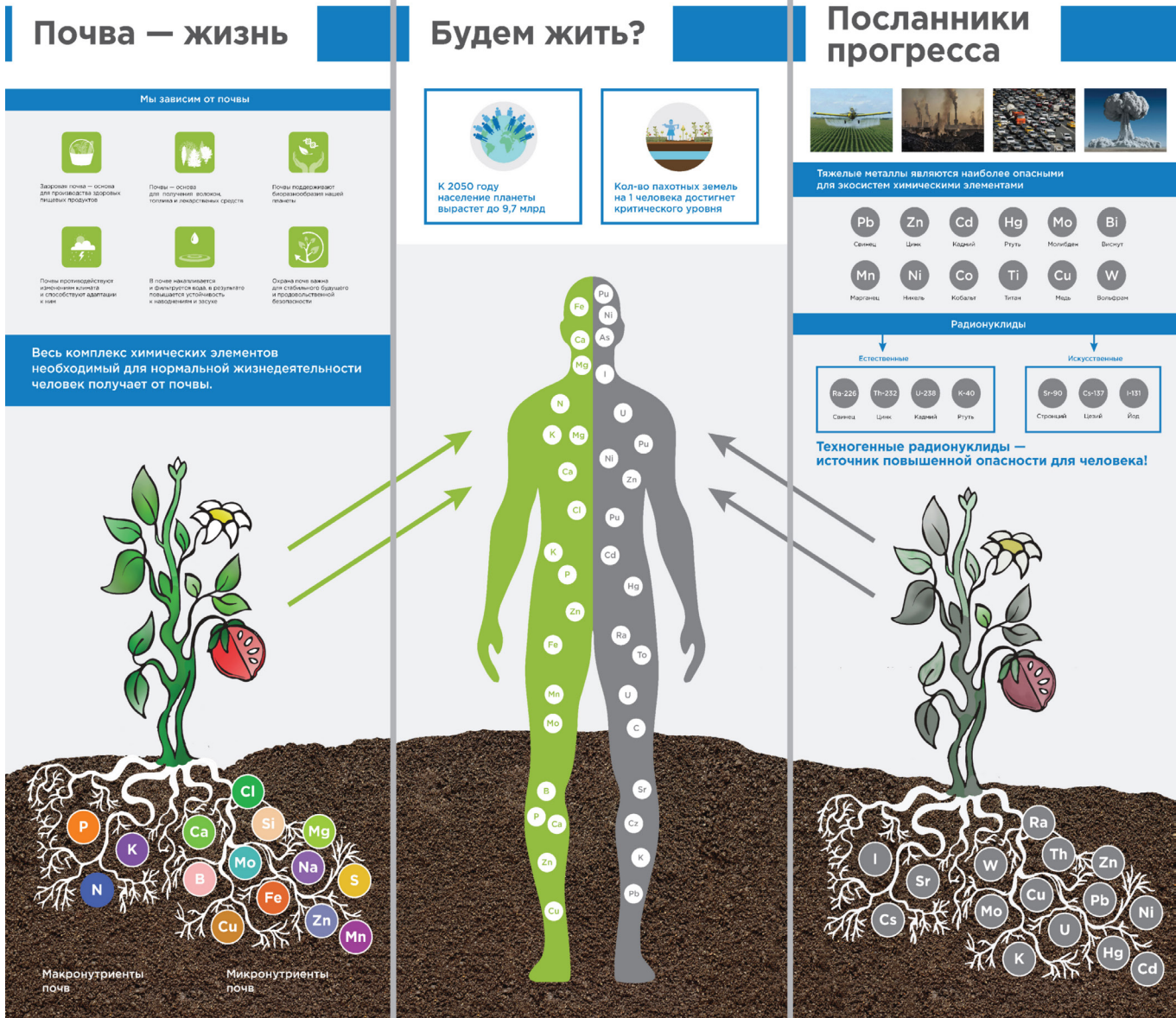


Рис. 30. Обращение к человеку: «Будем жить?»

Экспозиция завершается обращением к Человеку о необходимости сохранения почв как основы жизни на Земле. Благодаря своим уникальным свойствам почва выполняет множество различных функций (рис. 28) [14, 23, 24].

Еще в XVI веке значение почвы поэтическим языком выразил Уильям Шекспир.

*<Земля – праматерь всех живых пород —
Их производит, их и погребет.
Все, что на ней, весь мир ее зеленый
Сосет ее, прирав к родному лону.
Среди пород нет лишней и пустой,*

*Все с чем-нибудь, и все на свой покров.
Какие поразительные силы
Земля в камень и цветы вложила!
На свете нет такого волокна,
Которым не гордилась бы она,
Как не отыщешь и такой основы,
Где не было бы ничего дурного.
Полезно все, что кстати, а не в срок
Из блага превращается в порок.>*

Шекспир В. «Ромео и Джульетта».
Перевод Б.И. Пастернака

В настоящее время на земле обрабатывается около 1,4 млрд га (11% суши). Пахотнопригодные почвы суши занимают только 22%. На сельскохозяйственные непродуктивные земли приходится 33%. Доля природно-непригодных для земледелия территорий составляет 19%. Доля антропогенно нарушенных земель составляет 15% суши (рис. 29), то есть больше, чем используется в земледелии [7].

Темпы потерь продуктивных земель неуклонно возрастают. Ежегодно теряется около 6 млн га пахотных земель. Резерв продуктивных земель в большинстве стран практически исчерпан. Помимо отчуждения пахотных земель стремительно теряются земли в результате роста городов и их инфраструктуры [7].

Особое значение в последние годы приобретает загрязнение почв. «Посланники прогресса»: тяжелые металлы и радионуклиды, основными источниками которых являются химизация сельского хозяйства, промышленность, транспорт, ядерная энергетика, –

попадают в почвы, поглощаются корневой системой растений и проникают в стебель, листья, цветы и плод. Защита почв от химической дегградации необходима для стабильного будущего и обеспечения продовольственной и экологической безопасности населения.

Четвертый блок экспозиции посвящен человеку. Весь комплекс химических элементов, необходимый для нормальной жизнедеятельности, он получает из почвы. На рис. 30 на теле человека значки химических элементов приурочены к внутренним органам или тканям тела по принципу необходимости или наибольшего влияния на их функционирование. В левой половине тела представлены химические элементы, поглощаемые из здоровых пищевых продуктов, выращенных на чистой почве, в правой – тяжелые металлы и радионуклиды, поступившие из зараженной.

Человечество стоит перед выбором: «крепко стоять на ногах» на здоровой почве или балансировать на грани выживания.

Литература

Список русскоязычной литературы

1. Апарин БФ. Докучаевская парадигма естествознания. М.: ТРИЗ-Профи; 2006.
2. Апарин БФ. История человечества как кризис почвенных ресурсов. В кн.: Батулин В, ред. No-Till – шаг к идеальному земледелию. М.: ТРИЗ-Профи; 2007. С. 110-4.
3. Апарин БФ. Почвенный фонд Земли. В кн.: Батулин В, ред. No-Till – шаг к идеальному земледелию. М.: ТРИЗ-Профи; 2007. С. 114-8.
4. Апарин БФ. Ученик Менделеева, учитель Вернадского. ТРИЗ-Профи: эффективные решения. 2007:169-79. URL: <http://docplayer.ru/263799-Uchenik-mendeleeva-uchitel-vernadskogo.html>
5. Апарин БФ. Почвоведение. М.: Академия; 2012.
6. Апарин БФ. Почвообразование как особая форма движения материи. В кн.: Проблемы истории, методологии и социологии почвоведения. М.: КМК; 2017. С. 21-3.
7. Апарин БФ, Сухачева ЕЮ. Земледелие – прошлое, настоящее, будущее. Биосфера. 2019;11: 109-19.
8. Вавилов ПП, ред. Растениеводство. М.: Агропромиздат, 1986.
9. Волобуев ВР. Введение в энергетику почвообразования. М.: Наука; 1974.
10. Воробьева ЛА, ред. Теория и практика химического анализа почв. М.: ГЕОС; 2006.
11. Битюцкий НП. Минеральное питание растений. СПб.: Изд-во СПбГУ; 2014.
12. Горбунов НИ. Минералогия и коллоидная химия почв. М.: Наука; 1974.
13. Добровольский ГВ, Никитин ЕД. Функции почв в биосфере и экосистемах. М.: Наука; 1990.
14. Добровольский ГВ, Никитин ЕД. Экология почв. Учение об экологических функциях почв. М.: Изд-во МГУ; 2012.
15. Докучаев ВВ. Сочинения: в 9 томах. М.: Изд-во АН СССР; 1949-1961.
16. Ковда ВА, Розанов БГ, ред. Почвоведение. Ч. 1. Почва и почвообразование. М.: Высшая школа; 1988.
17. Орлов ДС. Химия почв. М.: Изд-во МГУ; 1992.
18. Орлов ДС, Садовникова ЛК, Суханова НИ. Химия почв. М.: Высшая школа; 2005.
19. Смагин АВ. Газовая фаза почв. М.: Изд-во МГУ; 2005.
20. Цех В. Почвы Мира. М.: Академия; 2007.
21. Чуков СН. Структурно-функциональные параметры органического вещества почв в условиях антропогенного воздействия. СПб.: Изд-во СПбГУ; 2001.
22. Шоба СА, ред. Национальный атлас почв Российской Федерации. М.: Астрель; 2011.

Общий список литературы/Reference List

1. Aparin BF. Dokuchayevskaia Paradigma Yestestvoznaniya. Moscow: TRIZ-Profi; 2006.
2. Aparin BF. [History of Humankind as Crisis of Soil Resources]. In: Baturin V, Ed. No-Till – Shag k Idealomu Zemledeliyu. Moscow: TRIUZ-Profi; 2007. P. 110-4. (In Russ.)
3. Aparin BF. [The Soil Fund of the Earth]. In: Baturin V, Ed. No-Till – Shag k Idealomu Zemledeliyu. Moscow: TRIUZ-Profi; 2007. P. 114-8. (In Russ.)
4. Aparin BF. Uchenik Mendeleeva, Uchitel Vernadskogo. TRIZ-Profi Effektivnye Resheniya 2007: 169-79. URL: <http://docplayer.ru/263799-Uchenik-mendeleeva-uchitel-vernadskogo.html> (In Russ.)
5. Aparin BF. Pochvovedeniye. Moscow: Akademiya; 2012. (In Russ.)
6. Aparin BF. [Soil formation as a particular mode of impermanence of the matter]. In: Problemy Istorii, Metodologii i Sotsiologii Pochvovedeniia. Moscow: KMK; 2017. P. 21-3. (In Russ.)
7. Aparin BF, Sukhacheva YeYu. [Husbandry: Its past, present and future]. Biosfera. 2019;11:109-19. (In Russ.)
8. Vavilov PP, ed. Rasteniyevodstvo. Moscow: Agropromizdat; 1986. (In Russ.)
9. Volobuyev VR. Vvedeniye v Energetiku Pochvoobrazovaniya. Moscow: Nauka; 1974. (In Russ.)
10. Vorobyeva LA, ed. Teoriya i Praktika Khimicheskogo Analiza Pochv. Moscow: GEOS; 2006. (In Russ.)
11. Bitiutskiy NP. Mineralnoye Pitaniye Rasteniy. Saint Petersburg: SPbGU; 2014. (In Russ.)
12. Gorbunov NI. Mineralogiya i Kolloidnaya Khimiya Pochv. Moscow: Nauka; 1974. (In Russ.)
13. Dobrovolskiy GV, Nikitin YeD. Funktsii Pochv v Viosfere i Ekosistemakh. Moscow: Nauka; 1990. (In Russ.)
14. Dobrovolskiy GV, Nikitin YeD. Ekologiya Pochv. Ucheniye ob Ekologicheskikh Funktsiyakh Pochv. Moscow: MGU; 2012. (In Russ.)
15. Dokuchaev VV. Sochineniya. Moscow: AN SSSR; 1949-1961. (In Russ.)
16. Kovda VA, Rozanov BG, eds. Pochvovedeniye. Chast 1. Pochva i Pochvoobrazovaniye. Moscow: Vysshaya Shkola; 1988. (In Russ.)
17. Orlov DS. Khimiya Pochv. Moscow: MGU; 1992. (In Russ.)
18. Orlov DS, Sadovnikova LK, Sukhanova NI. Khimiya Pochv. M.: Vysshaya Shkola; 2005. (In Russ.)
19. Smagin AV. Gazovaya Faza Pochv. M.: MGU; 2005. (In Russ.)
20. Tsekh V. Pochvy Mira. Moscow: Akademiya; 2007. (In Russ.)
21. Chukov SN. Strukturno-Funktsionalnye Parametry Organicheskogo Veshchestva Pochv v Usloviakh Antropogennogo Vozdeistviya. Saint Petersburg: SPbGU; 2001. (In Russ.)
22. Shoba SA, ed. Natsionalnyy Atlas Pochv Rossiiskoy Federatsii. Moscow: Astrel; 2011. (In Russ.)
23. Lal R, Horn R, Kosaki T, eds. Soil and Sustainable Development Goals. Stuttgart: Catena-Schweizerbart; 2018.
24. Lefèvre C, ed. Soil Organic Carbon: The Hidden Potential. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations; 2017.



РЕЦЕНЗИЯ НА МОНОГРАФИЮ:

Г.С. Розенберг, Е.В. Быков, С.В. Саксонов, С.А. Сенатор, А.И. Файзулин.

ПРОСТРАНСТВО ЭКО-ЖУРНАЛОВ (КРАТКОЕ ПОСОБИЕ ДЛЯ МАГИСТРОВ, АСПИРАНТОВ И ИЖЕ С НИМИ).

Тольятти: Анна; 2020. 156 с.

Монография Г.С. Розенберга и соавт. – весьма интересное и полезное издание и крайне актуальное. С одной стороны, она является ценным справочником по действующим в настоящее время журналам экологической направленности, содержащим полезные характеристики и наукометрические показатели и подробные описания наукометрических баз данных. С другой стороны, монография содержит авторский взгляд на всю систему оценки научного труда. Очень важным моментом в такой оценке является то, что авторы отражают взгляды как отечественных, так и зарубежных ученых.

Фактически приведенная в книге систематизация отечественных экологических журналов является первой и достаточно полной и уже поэтому весьма актуальной. Но не менее важной частью монографии является ее аналитическая часть, содержащая авторский взгляд на всю систему оценок научных публикаций. Заслуживают особого внимания обоснование и характеристика системы ценностей и морально-этических принципов научной деятельности, авторский взгляд на критерии ее оценки.

Некоторые содержащиеся в книге критические замечания хотелось бы дополнить. Несомненно, нужно больше опираться на содержательную сторону научных статей, а не на то, является ли журнал «ВАКовским». Нередко в таких журналах можно встретить так называемые «научные обзоры» весьма низкого качества. Когда такие обзоры основаны на газетных и интернетовских публикациях, на учебных пособиях и ссылках на обзоры других авторов и это всё отражено в списке литературы, то назвать это научным обзором язык не поворачивается. И такие обзоры идут за подписью докторов наук. Происходит ли это в результате плохой работы редактора или вследствие «коммерциализации» журнала, в любом случае ни авторы, ни редактор не беспокоятся о престиже, о своем честном имени и репутации.

Отдельно стоит отметить современный способ «поднятия хиршивости», когда большая команда докторов наук публикуется в каком-либо латиноамериканском или африканском журнале на испанском или португальском языке, потому что, журнал входит в базу Scopus. Никого не беспокоит, что как правило,

Г.С. Розенберг
Е.В. Быков
С.В. Саксонов
С.А. Сенатор
А.И. Файзулин

ПРОСТРАНСТВО ЭКО-ЖУРНАЛОВ (КРАТКОЕ ПОСОБИЕ ДЛЯ МАГИСТРОВ, АСПИРАНТОВ И ИЖЕ С НИМИ)



такой журнал не входит даже в Q4 и его рейтинг, что называется, «ниже плинтуса». Главное – это публикация в базе Scopus, а значит – научная команда может отчитаться «научными результатами». А поскольку в переводе на другой язык поиски плагиата серьезно затруднены, то в такой публикации может быть какое-то содержание – примеры таких публикаций приведены в рецензируемой монографии. То, что такие публикации наносят урон честному имени и репутации авторов, никого из них не беспокоит.

В продолжение этой темы остро стоит вопрос о плагиате. Научные руководители должны нести ответственность за плагиат своих аспирантов и соискателей: если научный руководитель не уверен в качестве ра-

боты, то он не должен под ней подписываться. Если он не способен обеспечить квалифицированную оценку качества работы, он должен отказаться от руководства, или же понести заслуженное наказание, например, публичное отстранение от руководства работ. Пока недобросовестное руководство не будет подвергнуто публичному осуждению, усилия только Диссернета не дадут существенных результатов.

Отдельное внимание хотелось бы уделить особенностям отечественной системе проверки на наличие плагиата – «Системе Антиплагиат». К сожалению при создании системы для ее разработки были привлечены хорошие программисты, но не были привлечены профильные аналитики. В результате система получила целый ряд серьезных недостатков. Система «Антиплагиат» не приспособлена для автоматической работы. Разработчики системы везде указывают, что «система является вспомогательным инструментом, определение корректности и правомерности заимствований или цитирований, а также авторства текстовых фрагментов проверяемого документа остается в компетенции проверяющего». Поэтому надо знать следующие важные моменты работы системы:

1) все названия организаций, министерств, ведомств и т. д. воспринимаются системой как плагиат, поэтому проверяющий обязан в ручном режиме сделать соответствующую правку;

2) все условные сокращения воспринимаются системой как плагиат, поэтому проверяющий обязан в ручном режиме сделать соответствующую правку;

3) титульный лист, вторая страница автореферата, список литературы, глоссарий, приложения и т. д. воспринимаются системой как плагиат, поэтому проверяющий обязан в ручном режиме сделать соответствующую правку или загрузить работу без титульного листа, без списка литературы, без глоссария и без приложений, особенно в том случае, если проверяющий не владеет системой «Антиплагиат» профессионально. В тех случаях, когда проверяющий проводит оценку вместе со списком литературы, он фактически расписывается в полном непонимании предназначения и принципах работы этой системы;

4) самоцитирование (а по положению ВАК диссертант обязан опубликовать все основные идеи диссертации) воспринимается системой как плагиат, поэтому проверяющий обязан в ручном режиме сделать соответствующую правку – таким образом, процент самоцитирования необходимо прибавлять к проценту оригинальности;

5) в тех случаях, когда в тексте идет ссылка на фамилию автора и приводится содержание высказанной им мысли и в конце предложения в квадратных скобках указан источник (то есть это корректное цитирование), он также воспринимается системой как плагиат, поэтому проверяющий обязан в ручном режиме

сделать соответствующую правку;

6) такие модули проверки как «Модуль поиска рефразирований Интернет», фактически являются набором случайных фраз из неидентифицируемых источников Интернета, которые далеки от рассматриваемой темы и в целом ряде вузов рекомендованы к исключению из условий проверки как искажающие корректность и адекватность оценки (в представленном отчете на них приходится несколько процентов), то есть достоверность таких ссылок равна нулю;

7) некоторые модули поиска в этой системе вообще комичны, например, такой как «Модуль поиска переводных заимствований», который со ссылкой на Read eBooks online считает заимствованием текст на русском языке, если он соответствует тексту на английском языке в источнике, для которого официального перевода на русский язык вообще не существует, или считает ссылку на такой источник «шпорой», подготовленной студентом к сдаче экзамена;

8) все названия законов, постановлений правительства, указов Президента РФ, независимо от того, есть ли на них ссылка, воспринимаются системой как плагиат, поэтому проверяющий обязан в ручном режиме сделать соответствующую правку;

9) все общеупотребительные выражения типа: «экономика и управление народным хозяйством»; «труды отечественных и зарубежных авторов»; «теоретической и методологической основой исследования являются»; «труды отечественных и зарубежных ученых в области»; «практическая значимость работы состоит в том, что»; «аспирантов и молодых ученых»; «теоретическая и практическая значимость работы»; «сделан вывод о том, что»; «что, в свою очередь, позволит...» и многие другие воспринимаются системой как плагиат, поэтому проверяющий обязан в ручном режиме сделать соответствующую правку.

На основании общеизвестного определения «**Плагиат** — умышленно совершаемое физическим лицом незаконное использование или распоряжение охраняемыми результатами чужого творческого труда, которое сопровождается доведением до других лиц ложных сведений о себе как о действительном авторе¹, необходимо отметить, что ни один из вышеприведенных случаев не является плагиатом, хотя и отмечается системой «Антиплагиат». Если проверяющий не знает об этих особенностях системы, или сознательно ими пренебрегает, то его оценка работы является искажением фактов, причем во втором случае оно намеренное.

Однако научные руководители, члены диссертационных советов, члены экспертных советов ВАК об этих особенностях системы «Антиплагиат» по боль-

¹ Бобкова О.В., Давыдов С.А., Ковалева И.А. Плагиат как гражданское правонарушение. Патенты и лицензии. 2016. № 7.

шей части не знают и уверены, что автоматической проверки вполне достаточно. Иначе чем как *непрофессионализм* такую позицию квалифицировать нельзя. Кстати, если слепо верить результатам автоматической проверки, могут получаться интересные курьезы, например, что классики марксизма списали свои труды со школьных и студенческих рефератов. Просто разработчики системы не предусмотрели приоритетность и последовательность процесса проверки.

В любом случае, последнее слово должно оставаться за компетентным профессионалом, который готов нести полную ответственность за результаты своей оценки наличия или отсутствия плагиата.

К этому необходимо добавить, что современные бюрократические требования настоятельно рекомендуют ссылаться только на самую последнюю научную литературу, желательно, изданную за последние 5 лет. В моей практике научного рецензирования журнальных статей был случай, когда я отверг статью на том основании, что «открытие» автора было описано еще в «Основах химии» Д.И. Менделеева и привел том и страницу. Но так случилось, что тогда я еще неплохо помнил труды классиков науки. Сейчас бы такую ссылку многие сочли бы некорректной и устаревшей. Однако ссылаться всегда нужно на первоисточник, если такая ссылка доступна.

Полностью поддерживаю критический взгляд авторов монографии на явный сдвиг в системе оценок

журналов в сторону Web of Science Core Collection в ущерб Scopus. Наши чиновники от науки намеренно предпочитают всё американское в ущерб европейскому? Уж не результат ли это «коррупционной составляющей»? Ведь по объективным характеристикам «европейская» система явно не хуже «американской».

Большим плюсом монографии является то, что в нем присутствует заметная доля юмора, свойственная большинству научных трудов Г.С. Розенберга и его команды.

Монография Г.С. Розенберга и соавт. «Пространство эко-журналов...», как и многие другие работы этой научной школы, будет высоко оценена научным сообществом и станет ценнейшим пособием «для магистров, аспирантов и иже с ними». Монографию несомненно можно рекомендовать всем научным сотрудникам и преподавателям высшей школы.

С.Г. Харченко, доктор физико-математических наук, профессор, академик РАЕН, АВН, РЭА и Нью-Йоркской Академии Наук.

Российская академия народного хозяйства и государственной службы при Президенте Российской Федерации

Эл. почта: Kharchenko.SG@rea.ru





Подписано в печать **12.10.2020.**
Отпечатано в типографии «Лпринт»:
197374, Санкт-Петербург, ул. Сабировская, 37,
Тел.: **+7(812) 430-91-55.**
Тираж **700 экз.**
Цена свободная



**МЕЖДИСЦИПЛИНАРНЫЙ НАУЧНЫЙ
И ПРИКЛАДНОЙ ЖУРНАЛ**

БИОСФЕРА

Т. 12, № 3 / Санкт-Петербург / 2020