научный электронный журнал
ПРИНЦИПЫ ЭКОЛОГИИ

ПЕТРОЗАВОДСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ

https://ecopri.ru **https://petrsu.ru**

Издатель
ФГБОУ ВО «Петрозаводский государственный университет»
Российская Федерация, г. Петрозаводск, пр. Ленина, 33

Научный электронный журнал

ПРИНЦИПЫ ЭКОЛОГИИ

https://ecopri.ru

№ 2 (18). Июнь, 2016

Главный редактор
А. В. Коросов

Редакционный совет

В. Н. Большаков
А. В. Воронин
Э. В. Ивантер
Н. Н. Немова
Г. С. Розенберг
А. Ф. Титов
Г. С. Антипина
В. В. Вапиров
А. М. Макаров

Редакционная коллегия

Т. О. Волкова
Е. П. Иешко
В. А. Илюха
Н. М. Калинкина
J. P. Kurhinen
А. Ю. Мейгал
J. B. Jakovlev
B. Krasnov
A. Gugołek
В. К. Шитиков
В. Н. Якимов

Службы поддержки

А. Г. Марахтанов
Е. В. Голубев
С. Л. Смирнова
Н. Д. Чернышева
М. Л. Киреева

ISSN 2304-6465

Адрес редакции
185910, Республика Карелия, г. Петрозаводск, ул. Ленина, 33.
E-mail: ecopri@petrsu.ru
https://ecopri.ru

12+

© ФГБОУ ВО «Петрозаводский государственный университет»

научный электронный журнал
ПРИНЦИПЫ ЭКОЛОГИИ

ПЕТРОЗАВОДСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ

https://ecopri.ru **https://petrsu.ru**

Содержание № 2. 2016

От редакции

	Про форму и содержание	3

Оригинальные исследования

Березин Г. И., Кондакова Л. В., Домрачева Л. И., Дабах Е. В.	***Особенности микробных группировок почв в районе Кильмезского полигона захоронения ядохимикатов (Кировская область)***	4 - 15
Баглаева Е. М., Рахматова А. Ю., Крамаренко А. А., Сергеев А. П.	***Биоиндикация урбанизированных почв Шарташского лесопарка города Екатеринбурга с использованием Raphanus Sativus***	16 - 26
Бязров Л. Г., Пельгунова Л. А.	***Состав и соотношение химических элементов на разных по высоте поверхностях подециев ягельного лишайника Cladonia rangiferina***	27 - 42
Калинкина Н. М., Сидорова А. И., Полякова Т. Н., Белкина Н. А., Березина Н. А., Литвинова И. А.	***Снижение численности глубоководного макрозообентоса Онежского озера в условиях многофакторного воздействия***	43 - 61
Попова Л. Ф., Андреева Ю. И., Никитина М. В.	***Оценка уровня загрязнения почвенно-растительного покрова острова Большой Соловецкий тяжелыми металлами***	62 - 69
Рыбаков Д. С.	***Биогеохимическая оценка экологического риска на примере Pinus sylvestris L.***	70 - 83
Соловьёв В. С., Жевновская А. Н., Гашев С. Н., Соловьёва С. В.	***Влияние электромагнитного излучения промышленной частоты на гематологические показатели периферической крови грызунов***	84 - 90

Методы экологических исследований

Лябзина С. Н., Приходько А. Н., Лаврукова О. С.	***Метод изучения некрофильных насекомых на трупах крупных животных***	91 - 98

Вести

	Памяти Николая Васильевича Глотова (9 апреля 1939 г. – 20 июня 2016 г.)	99 - 101

научный электронный журнал
ПРИНЦИПЫ ЭКОЛОГИИ

ПЕТРОЗАВОДСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ

https://ecopri.ru **https://petrsu.ru**

ПРО ФОРМУ И СОДЕРЖАНИЕ

КОРОСОВ Андрей Викторович *д. б. н., Петрозаводский государственный университет (Петрозаводск, пр. Ленина, 33), korosov@psu.karelia.ru*

Подписана к печати:
29 июня 2016 года

Уважаемые читатели, авторы и рецензенты!

Формат нашего издания немного изменился. Теперь pdf-файлы публикаций верстает человек, а не автомат. На наш взгляд, новый вариант существенно лучше предыдущего. В этой связи просим авторов и читателей обратить внимание на смену нумерации страниц в выпуске 1 за 2016 г. В процессе формирования номера pdf-файл создается роботом – с ошибками верстки и примерной нумерацией страниц. Когда наполнение номера завершается, мы вручную верстаем текст и меняем нумерацию страниц. После выполнения всех процедур верстки идет формирование ссылок DOI и рассылка текстов по базам данных.

Мы начали процедуру перерегистрации в Роскомнадзоре с целью получить право публиковать статьи на английском языке. Вряд ли это привлечет иностранных коллег, однако для российских исследователей открывается возможность ближе познакомить зарубежных читателей со своей работой.

Редколлегия обращается к авторам с просьбой учитывать политику журнала. Мы стремимся публиковать материалы, посвященные поиску экологических закономерностей. Мы вынуждены отказывать большинству авторов, присылающих материалы описания экологической ситуации на местах. Для некоторых статей настоящего выпуска сделаны исключения из этого правила, поскольку они были поданы до наплыва статей в связи с включением журнала в Перечень ВАК. Получив теперь возможность выбора, мы впредь будем отдавать предпочтение тем статьям, которые полнее отвечают нашим целям.

С неизменной готовностью к сотрудничеству,
редколлегия электронного журнала «Принципы экологии»

ABOUT THE FORM AND CONTENT

KOROSOV Andrey Victorovich *DSc, Petrozavodsk State University (Petrozavodsk, Lenina st., 33), korosov@psu.karelia.ru*

Published on:
29 June 2016

Березин Г. И., Кондакова Л. В., Домрачева Л. И., Дабах Е. В. Особенности микробных группировок почв в районе Кильмезского полигона захоронения ядохимикатов (Кировская область) // Принципы экологии. 2016. № 2. С. 4–15. DOI: 10.15393/j1.art.2016.4882

научный электронный журнал ПРИНЦИПЫ ЭКОЛОГИИ

ПЕТРОЗАВОДСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ

https://ecopri.ru **https://petrsu.ru**

УДК 579.26:57.044

ОСОБЕННОСТИ МИКРОБНЫХ ГРУППИРОВОК ПОЧВ В РАЙОНЕ КИЛЬМЕЗСКОГО ПОЛИГОНА ЗАХОРОНЕНИЯ ЯДОХИМИКАТОВ (КИРОВСКАЯ ОБЛАСТЬ)

БЕРЕЗИН Григорий Иванович	*кандидат биологических наук, Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего образования "Вятский государственный университет" (610006, Россия, Кировская область, г. Киров, ул. Мельникова, 20а, кв. 45), Grigoory1987@gmail.com*
КОНДАКОВА Любовь Владимировна	*доктор биологических наук, Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего образования "Вятский государственный университет" (610000, Россия, Кировская область, г. Киров, ул. Азина 5, кв. 180), kaf_eco@vshu.kirov.ru*
ДОМРАЧЕВА Людмила Ивановна	*доктор биологических наук, ФГБОУ ВО Вятская ГСХА (610020, Россия, Кировская область, г. Киров, ул. Володарского 83, кв. 16), dli-alga@mail.ru*
ДАБАХ Елена Валентиновна	*кандидат биологических наук, ФГБОУ ВО Вятская ГСХА (610000, Россия, Кировская область, г. Киров), ecolab2@gmail.com*

Ключевые слова:
Пестициды, альго-циано-микологические комплексы почв, видовой состав, количественный состав, биоиндикация, биотестирование

Рецензент:
Г. С. Антипина

Получена:
02 марта 2016 года
Подписана к печати:
20 июня 2016 года

Аннотация. Под влиянием пестицидов происходит трансформация почвенных микробных комплексов. При хроническом воздействии пестицидов в районе Кильмезского захоронения ядохимикатов (Кировская область) изменяется видовой состав почвенных фототрофов и количественные характеристики почвенных альго-циано-микологических комплексов. Содержание цианобактерий в структуре фототрофных комплексов почв и степень меланизации популяций микромицетов могут быть использованы как биоиндикаторные показатели загрязнения почв, дополняя комплекс показателей аттестованных лабораторных методов биотестирования.

© Петрозаводский государственный университет

Введение

Нормальное функционирование почвенных экосистем обусловлено наличием в них определенных группировок микроорганизмов, осуществляющих важнейшие функции синтеза и деградации органических веществ, азотфиксации, гумификации, круговорота биогенных элементов и др. (Добровольский, Гришина, 1985). Однако привнесение в почву чужеродных для нее соединений, например, таких, как пестициды, может приводить к перестройке микробных комплексов. С другой стороны, именно микроорганизмам принадлежит ведущая роль в трансформации и биодеградации пестицидов, в ходе которых последние используются в качестве источников углерода, азота, фосфора и энергии. При участии микроорганизмов или их ферментов в почве и воде происходят процессы гидролиза, окисления и восстановления пестицидов. В результате действия абиотических и биотических факторов происходит трансформация пестицидов до соединений, которые отличаются друг от друга по степени токсичности и стойкости в окружающей среде (Brusa, Del Puppo, 1995; Feng et al., 1998; Ашихмина и др., 2010; Домрачева и др., 2012; Singh et al., 2014).

В настоящее время пестициды с истекшим сроком годности и запрещенные к применению подвергаются уничтожению. Однако в предыдущие годы большое количество подобных опасных ядохимикатов было захоронено на специализированных полигонах. Одним из таких объектов является Кильмезское захоронение ядохимикатов Кировской области, созданное в 70-е гг. XX в. Подобные полигоны могут служить объектами изучения эффекта хронического воздействия пестицидов на микробные комплексы почвы.

Экологический контроль острого и хронического пестицидного загрязнения почвы в настоящее время является комплексным, включая группу физико-химических методов, а также приемы биотестирования и биоиндикации с использованием организмов различной систематической принадлежности.

Цель данной работы – оценка влияния пестицидов при хроническом воздействии на микробные комплексы почв в районе Кильмезского захоронения ядохимикатов и эффективности использования методов биоиндикации и биотестирования.

Материалы

Объектами исследования служили смешанные образцы почв, отобранные в сентябре 2010 г. с площадок мониторинга (ПМ), заложенных в рамках региональной программы мониторинга Кильмезского захоронения ядохимикатов. Общая масса пестицидов, захороненных на данном объекте в 1975–1976 гг., составляла около 590 тонн. Пестициды (более 70 наименований) относились к разным группам по химическому составу: неорганические соединения в основном были представлены соединениями Cu, Hg, As, Zn; органические – хлорорганическими и фосфорорганическими соединениями. Захоронение оборудовано в Кильмезском районе Кировской области. Эта территория находится на востоке Русской равнины, в северной части Кильмезской низменности и представляет собой дюнно-бугристый с дерново-подзолами на водноледниковых песках и супесях ландшафт на границе подзоны южной тайги и хвойно-широколиственных лесов (География..., 2015). Захоронение расположено на водоразделе рек Икма и Осиновка, на южном, обращенном к реке Осиновке, склоне Ореховской возвышенности (рис. 1).

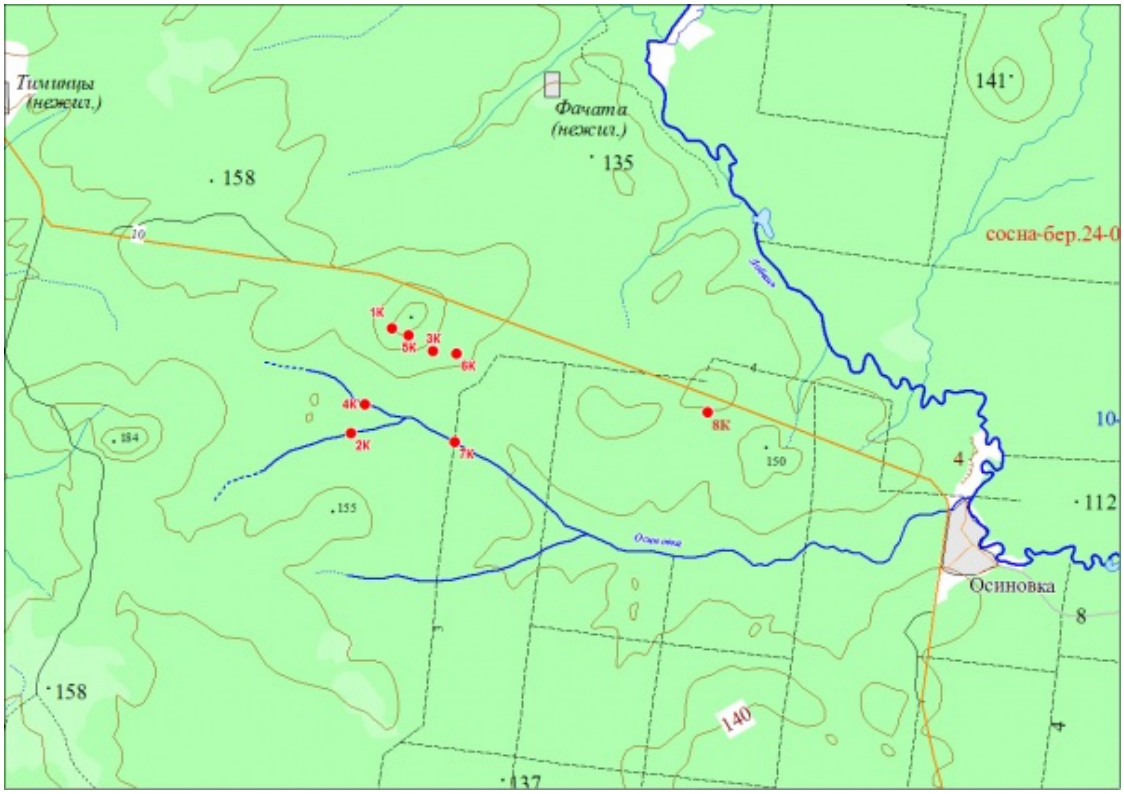

Рис. 1. Схема расположения площадок мониторинга на территории Кильмезского полигона захоронения пестицидов

Fig. 1. The scheme of monitoring sites in the territory Kilmezsky landfill dumping of pesticides

Для оценки состояния окружающей среды было заложено 8 ПМ. Возможные пути загрязнения связаны с переносом поллютантов грунтовыми водами, разгружающимися в ближайшие ручьи и р. Осиновке, поэтому половина площадок сети мониторинга приурочена к берегам водотоков (ПМ 2К, 4К, 6К и 7К). Почвенный покров на них представлен аллювиальными перегнойно-глеевыми почвами. Условно фоновой площадкой для гидроморфных почв можно считать ПМ 2К, расположенную выше по течению реки Осиновки. Одна из ПМ заложена непосредственно на территории ядомогильника (1К), почвенный покров на ней формируется из песчано-галечникового материала с небольшой примесью глины, изъятого из карьера, расположенного в сотне метров от объекта. Две ПМ (5К и 3К) находятся ниже по склону от объекта. На ПМ 5К распространены песчаные подзолы. Фоновая площадка (8К) находится

примерно в 5 км к востоку от захоронения. На этой площадке, так же как и на 5К, под посадками сосны распространены песчаные подзолы, верхняя часть профиля которых была нарушена при посадочных работах 30–40 лет назад. В связи с этим слой подстилки маломощный, всего 1.5–2 см, нижележащий горизонт (до 15 см) представлен однородной буровато-желтой песчаной массой. Оподзоленность проявляется в виде осветленной «отмытой» минеральной прослойки на границе этих горизонтов, которая со временем (с 2006 г.) стала проявляться во всех индивидуальных пробах. Мощность ее постепенно увеличивается, что свидетельствует о развитии в нарушенном профиле под подстилкой подзолистого процесса. Площадка 3К заложена на заброшенной пашне в урочище Орехово. Состояние почв на ней отслеживается без учета фона, т. к. аналогичной площадки в окрестностях объекта найти невозможно.

Таблица 1. Характеристика площадок мониторинга Кильмезского захоронения ядохимикатов

№ ПМ	Место заложения	Удаленность от объекта, км	Тип фитоценоза, растительная ассоциация	Почвы
1К	Непосредственно на «крыше» захоронения	0	Луговой, вейник наземный + люпин многолистный	Насыпной грунт
2К (фон)	Берег р. Осиновки, выше по течению	1.8	Прибрежно-водная растительность, ольшаник с березой и елью	Аллювиальная перегнойно-глеевая
3К	Южный склон Ореховской возвышенности, ниже по склону от захоронения	0.6	Луговой, ежа сборная + зверобой + будра плющевидная	Дерново-подзол легкосуглинистый на водноледниковых супесях подстилаемых элювием глин
4К	Берег ручья, у подножья склона Ореховской возвышенности	1.4	Прибрежно-водная растительность, ольшаник с елью и березой	Аллювиальная перегнойно-глеевая
5К	Южный склон Ореховской возвышенности, ниже захоронения	0.1	Лесной, сосняк мертвопокровный	Подзол песчаный на водноледниковых песках
6К	Берег пересыхающего ручья, стекающего с восточного склона Ореховской возвышенности	0.6	Прибрежно-водная растительность, ольшаник с елью и березой	Аллювиальная перегнойно-глеевая
7К	Берег р. Осиновки, ниже по течению	1.9	Прибрежно-водная растительность, ольшаник с елью и березой	Аллювиальная перегнойно-глеевая
8К (фон)	Водораздел рек Осиновки и Лобани	5.1	Лесной, сосняк мертвопокровный	Подзол песчаный на водноледниковых песках

На всех площадках мониторинга преобладают кислые почвы. По результатам

определения элементного состава отмечено превышение ПДК (ОДК) кадмия (2.6 мг/кг при ОДК 1 мг/кг) и цинка (202 мг/кг при ОДК 110 мг/кг) в верхнем горизонте почв на участке 6К. В образцах с участка 7К содержание мышьяка 7.9 и 11.8 мг/кг при ОДК 5 мг/кг, цинка 111 и 140 мг/кг при ОДК 110 мг/кг (Домрачева, Дабах, 2010). Периодически на участках мониторинга выявляются пестициды. Например, в 2009 г. на ПМ 5К, 6К и 7К по результатам хроматографического анализа выявлены неидентифицируемые соединения, которые, возможно, являются продуктами разложения пестицидов, а в 2010 и 2011 гг. почти на всех площадках за исключением фона обнаружен ДДТ и его метаболиты.

Методы

Отбор почвенных образцов осуществлялся согласно требованиям ГОСТ 17.4.3.01-83 «Охрана природы. Почвы. Общие требования к отбору проб» и ГОСТ 17.4.4.02-84 «Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа». Отбор образцов для видового анализа и количественного учета водорослей и цианобактерий (ЦБ) проводили по общепринятым методикам почвенной альгологии с глубины 0–5 см для изучения внутрипочвенных группировок фототрофов (Голлербах, Штина, 1969).

Для определения видового состава водорослей и ЦБ использовали водные и почвенные культуры со стеклами обрастания (Штина, Голлербах, 1976). Разнообразие диатомовых водорослей определялось без изготовления постоянных препаратов.

Прямой микроскопический учет численности водорослей и ЦБ проводили на мазках (Домрачева, 2005) в 9-кратной повторности. Для определения количественного обилия микромицетов (микроскопических грибов разной систематической принадлежности) использовался модифицированный метод прямого подсчета длины мицелия под микроскопом (Полянская, 1996).

Биотестирование проводили с применением аттестованных методик с использованием культур инфузорий *Paramecium caudatum*, люминесцентных генно-инженерных бактерий *Escherichia coli* М-17.

Биоиндикация на степень токсичности почвы проводилась с использованием альго-циано-микологических группировок. Для этого методом прямого микроскопирования на мазках определялась численность фототрофных микроорганизмов (водорослей и ЦБ) в почвенных образцах с одновременным определением на тех же мазках длины мицелия микромицетов. Параллельно с определением длины грибного мицелия проводили дифференциацию популяций грибов на бесцветные и меланизированные формы.

Комплексные химические, микробиологические и токсикологические исследования проводились в 2010–2011 гг.

Результаты

Видовой состав фототрофных комплексов почв в районе Кильмезского захоронения ядохимикатов

При альгологическом анализе в почвах Кильмезского полигона захоронения ядохимикатов было выявлено 56 видов почвенных водорослей и ЦБ, в том числе: Cyanophyta (Cyanobacteria) – 8 (14.3 %), Chlorophyta – 33 (58.9 %), Xanthophyta – 8 (14.3 %), Eustigmatophyta – 4 (7.1 %), Bacillariophyta – 3 (5.4 %).

В районе объекта исследования доминируют представители отдела Chlorophyta (*Bracteacoccus minor*, *Chlamydomonas gloeogama*, *Ch. oblongella*, *Chlorella vulgaris*, *Chloroccocum infusionum*, *Coccomyxa solorinae* и др.). Отмечено незначительное видовое разнообразие представителей отделов Xanthophyta и Eustigmatophyta (*Pleurochloris pyrenoidosa*, *P. commutata, Eustigmatus magnus*). Слабое развитие желтозеленых водорослей, чувствительных к техногенной нагрузке, указывает на нарушение естественной структуры альгосинузий. Из диатомовых водорослей встречены *Hantzschia amphioxys*, *Luticola mutica*, *Stauroneis anceps*. ЦБ представлены незначительным количеством видов. Из безгетероцистных форм в почвах полигона

доминируют представители рода *Phormidium* (*Ph. autumnale*, *Ph. uncinatum*, *Ph. formosum*). Азотфиксирующие виды ЦБ *Cylindrospermum catenatum*, *C. licheniforme*, *Nostoc paludosum* развивались только на участках гидроморфных почв (2К, 6К). На всех ПМ были отмечены: *Chlamydomonas gloeogama*, *Hantzschia amphioxys* (рис. 2).

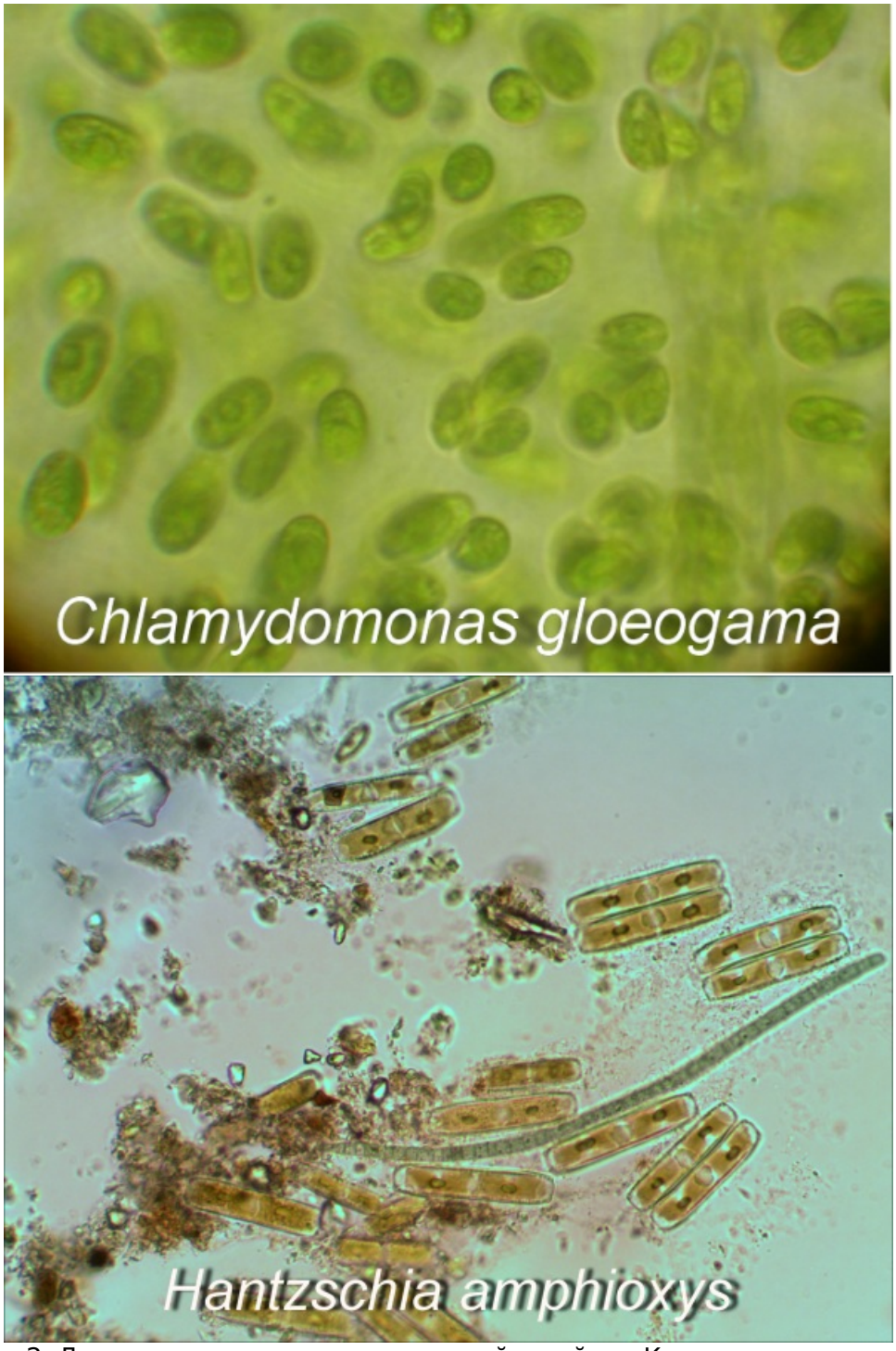

Рис. 2. Доминирующие виды водорослей в районе Кильмезского захоронения ядохимикатов

Fig. 2. The dominant species of algae in the area of Kilmezsky dumping of toxic chemicals

Анализ видового разнообразия выявил специфику альго-цианобактериальных группировок, сформировавшихся в различных типах почв (рис. 3). Так, в песчаных подзолах выявлено 39 видов: Cyanophyta – 1 (2.6 %), Chlorophyta – 28 (71.8 %), Xanthophyta – 6 (15.4 %), Eustigmatophyta – 2 (5.1 %), Bacillariophyta – 2 (5.1 %). На ПМ 1К

из 13 выявленных видов 10 относятся к отделу Chlorophyta. Наибольшее число видов (30) отмечено на ПМ 5К. Фоновый участок 8К имеет более низкое видовое разнообразие (20 видов). В аллювиальных перегнойно-глеевых почвах (ПМ 2К, 4К, 6К и 7К) выявлено 37 видов почвенных водорослей и ЦБ: Cyanophyta – 6 (16.2 %), Chlorophyta – 21 (56.8 %), Xanthophyta – 6 (16.2 %), Eustigmatophyta – 2 (5.4 %), Bacillariophyta – 2 (5.4 %).

В фоновом для гидроморфных почв варианте (2К) видовое разнообразие оказалось ниже, чем на опытных участках (см. рис. 3). При этом на участке 6К, на котором отмечено превышение ПДК (ОДК) Cd и Zn, видовое разнообразие водорослей почти в 3 раза выше фонового. В гидроморфных почвах участков отмечены гидрофильные виды: *Oscillatoria agardhii*, *Chlorogonium leiostracum*, *Closterium pusillum*, *Cosmarium cucumis*, *Lobomonas rostrata*.

Вероятно, на видовое разнообразие фототрофов в почве площадок мониторинга оказывают влияние растительность, водный и световой режим, характер нарушенности территории, степень загрязнения.

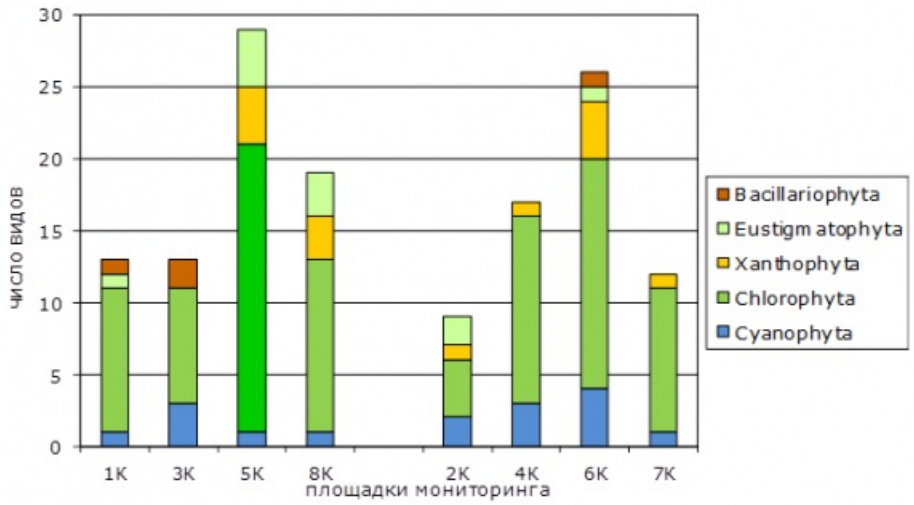

Рис. 3. Видовой состав водорослей и цианобактерий почв участков Кильмезского полигона захоронения ядохимикатов

Fig. 3. Species composition of algae and cyanobacteria in soil plots of Kilmezsky landfill dumping of toxic chemicals

Количественный состав альго-циано-микологических комплексов почв в районе Кильмезского захоронения ядохимикатов

Количественный учет водорослей и ЦБ в исследуемых почвах показал, что их численность колеблется в широких пределах: от 500 тыс. клеток/г почвы до 2500 тыс. клеток/г почвы. В песчаных подзолах наиболее высокая численность клеток водорослей и ЦБ отмечена для участков 1К и 3К (рис. 4).

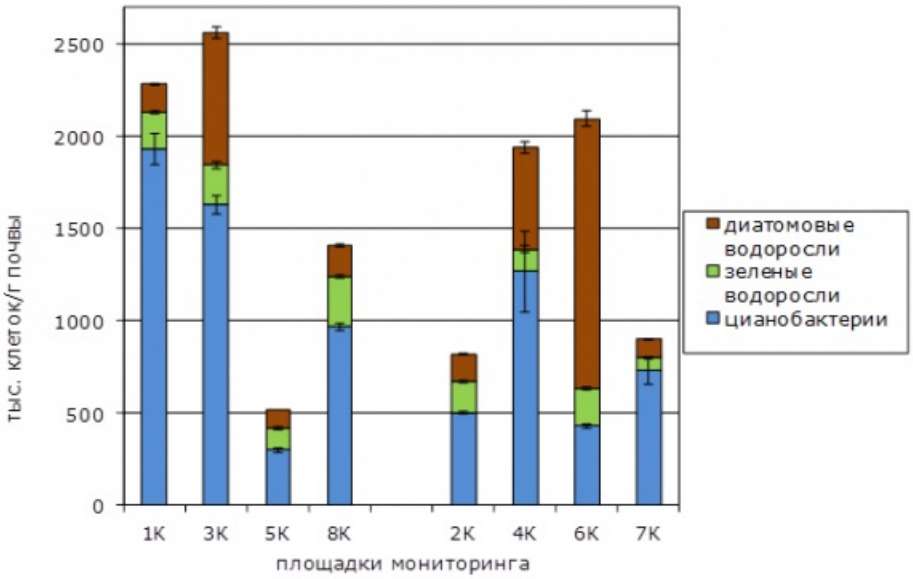

Рис. 4. Количественная характеристика фототрофных популяций
Fig. 4. Quantitative characteristics of phototrophic populations

Этот показатель на контрольном участке 8К был в полтора раза ниже. Максимальные количественные показатели фототрофных микроорганизмов отмечены для гидроморфных почв на участках 6К и 4К. Низкая численность клеток водорослей наблюдается на участках 7К и 2К (фон). Анализ результатов определения видового состава фототрофов и количества клеток водорослей и цианобактерий (см. рис. 3 и 4) показывает, что малому видовому разнообразию ЦБ соответствует высокая численность их клеток. В то же время при высоком видовом разнообразии зеленых водорослей численность их клеток в почве незначительна. Подобное явление – массового развития немногих видов ЦБ в течение всего вегетационного сезона – неоднократно наблюдалось при различных видах химического загрязнения почвы (Помелов и др., 2011; Гайфутдинова и др., 2012; Особенности..., 2012; Елькина и др., 2014). Данный феномен получил название цианофитизации фототрофных комплексов и может рассматриваться как индикаторный признак загрязнения почвы.

В ходе микологического анализа установлено, что максимальная длина мицелия характерна для участка 4К и фоновой площадки 8К, минимальная длина мицелия наблюдается на ПМ 6К, 7К.

Определение степени загрязнения почвы по соотношению микромицетов с окрашенным и бесцветным мицелием выявило минимальный уровень загрязнения на фоновых площадках, а максимальный – на ПМ 4К, 5К, 6К и 7К, где доля окрашенных форм составляет свыше 70 % (табл. 2).

Таблица 2. Особенности развития микокомплексов

Площадки мониторинга	Длина мицелия, м/г			Структура популяции микромицетов, %	
	бесцветного	окрашенного	всего	с бесцветным мицелием	с окрашенным мицелием
1К	55.3 ± 2.2	81.1 ± 19.2	136.4 ± 21.4	40.5	59.5
5К	33.3 ± 3.1	121.6 ± 11.4	154.9 ± 14.8	21.5	**78.5**
8К(фон)	298.6 ± 9.6	196.0 ± 33.0	494.2 ± 42.6	60.4	39.6

4К	94.7 ± 19.2	222.1 ± 10.9	316.8 ± 30.1	29.9	**70.1**
6К	17.6 ± 1.1	69.6 ± 15.0	87.2 ± 16.1	20.2	**79.8**
7К	19.4 ± 2.3	52.2 ± 2.5	71.6 ± 4.8	27.1	**72.9**
2К(фон)	51.2 ± 1.3	51.2 ± 1.5	102.4 ± 2.8	50.0	50.0
3К	71.4 ± 3.5	127.7 ± 20.0	199.1 ± 23.5	35.9	64.1

Примечание. Жирным шрифтом выделены максимальные показатели уровня меланизации популяций микромицетов.

Цианофитизация фототрофных комплексов (количественное доминирование ЦБ в структуре фототрофных популяций) достигает максимальных значений, превышающих 80 % на ПМ 1К и 7К (табл. 3), что свидетельствует о загрязнении почв на них. Микоиндикация указывает на высокую степень загрязнения ПМ 4К, 5К, 6К, 7К. Биотестирование выявляет как самые токсичные участки 4К и 7К. Комплексное применение методов биоиндикации и биотестирования позволило выявить самый загрязненный участок – ПМ 7К (по всем 4 используемым методам).

Таблица 3. Степень токсичности почвенных образцов

Площадка мониторинга	Методы биоиндикации		Методы биотестирования	
	содержание клеток цианобактерий в количественной структуре фототрофных популяций, %	микромицеты с окрашенным мицелием	*Paramecium caudatum*, значение индекса токсичности Т, у. е.	«Эколюм», значение индекса токсичности Т, у. е.
1К	**84.7**	59.5	0.40	21.1
5К	55.7	**78.5**	0.38	15.8
8К(фон)	68.8	36.9	0.20	8.2
4К	68.5	**70.1**	**0.41**	**25.2**
6К	20.5	**79.8**	0.25	12.1
7К	**81.1**	**72.9**	**0.48**	**26.5**
2К(фон)	61.0	50.0	0.38	18.2
3К	63.6	64.1	0.08	5.5

Примечание. Жирным шрифтом выделены максимальные показатели токсичности пробы по данной группе организмов. Методами биоиндикации по структуре фототрофных популяций и особенностям развития микоценозов определялась хроническая токсичность почв, а методами биотестирования с использованием культур инфузорий *Paramecium caudatum* и люминесцентных генно-инженерных бактерий *Escherichia coli* М-17 определялась острая токсичность почвенных вытяжек для этих организмов.

Таким образом, по результатам комплексных анализов (химических, биоиндикационных, биотестовых) выявлены наиболее загрязненные участки на территории Кильмезского захоронения ядохимикатов − 4К и 7К. На основании того, что данные участки находятся в нижней части склона по направлению стока поверхностных вод от полигона захоронения ядохимикатов, на берегах водотоков, в которые разгружаются подземные воды, учитывая то, что почвы на участке 7К

содержат As и Zn в количествах, превышающих ПДК (ОДК), а периодически в них определяют пестициды, можно предположить активную миграцию продуктов деструкции пестицидов в природном комплексе.

Обсуждение

Изучение действия пестицидов на водоросли и цианобактерии было начато еще в середине XX в. Э. А. Штиной (Штина, 1957) и впоследствии продолжено многочисленными работами почвенных альгологов (Балезина, 1967; Круглов, 1991; Neuhaus et al., 1997; Sancho et al., 2001 и др.). Результаты проведенных исследований были довольно противоречивы. Отмечалось как ингибирующее, так и стимулирующее действие отдельных пестицидов и на видовой состав, и на численность микрофототрофов. Выявляли наиболее стойкие и наиболее чувствительные виды водорослей к конкретным ядохимикатам. При этом происходило образование качественно нового сообщества с низким видовым разнообразием. Однако в большинстве случаев было обнаружено, что спустя определенный период времени альгоценоз восстанавливался с прежним таксономическим составом водорослей и цианобактерий.

Как правило, подобные исследования проводились в агроценозах, но не на полигонах захоронения ядохимикатов. Настоящая работа показала, что хроническое многолетнее действие смеси пестицидов на почвенные альгоценозы в почвах Кильмезского ядомогильника привело к стабилизации альго-цианобактериальных комплексов на определенном видовом и количественном уровнях. При этом, если по числу видов на всех площадках мониторинга преобладают зеленые водоросли, то в количественном отношении доминирование принадлежит цианобактериям, кроме участка 6К, где на гидроморфных почвах преобладают диатомовые водоросли.

Согласно литературным данным, действие пестицидов на почвенные грибы носит разноплановый характер. Известны случаи, когда подавления развития микромицетов не происходит (Digrak, Ozcelik, 1998) или же происходит только кратковременное подавление их развития (Zhang et al., 2015). В то же время количество грибов может даже возрастать с ростом концентрации пестицидов (Ismail et al., 1996). Адаптационные антистрессовые механизмы у микромицетов в ответ на гербицидный стресс включают увеличение линейной скорости роста, что дает возможность территориально выходить из области стресса; у грибов-фитопатогенов возможно формирование более агрессивных рас. Особую устойчивость придает и феномен меланизации спор и мицелия, заключающийся в синтезе темноокрашенных пигментов – меланинов, выполняющих роль универсального протектора при воздействии на грибную клетку физико-химических факторов (Марфенина, 2005; Коробова, 2009). Увеличение доли меланизированных грибов при многих видах химического загрязнения следует рассматривать как компенсаторный механизм, позволяющий грибам, адаптированным к стрессовым условиям, продуцировать меланизированную биомассу и вносить вклад в гумификацию почвы (Терехова, 2014). Поэтому меланизация микокомплексов в экологии почв рассматривается как важный и достаточно надежный биоиндикационный признак на загрязнение почвы поллютантами различной химической природы.

Анализ результатов видового определения водорослей и цианобактерий, а также количественного состава альго-цианобактериальных и микологических комплексов показал, что эти показатели малоинформативны для диагностики состояния почвы при хроническом действии пестицидов. Однако такая характеристика, как структура фототрофных (соотношение водорослей и цианобактерий) и грибных (соотношение грибов с бесцветным и окрашенным мицелием) комплексов, является важным биоиндикационным признаком.

Сравнение результатов биотестирования почвы с помощью аттестованных методик с использованием инфузорий и системы «Эколюм» и предлагаемых нами методов биоиндикации позволило выявить наиболее загрязненные участки на исследуемом полигоне.

Заключение

В почвах в районе Кильмезского захоронения ядохимикатов выявлено 56 видов почвенных водорослей и ЦБ: Cyanophyta – 8, Chlorophyta – 33, Xanthophyta – 8, Eustigmatophyta – 4, Bacillariophyta – 3. Наибольшее видовое разнообразие представлено отделом Chlorophyta – 58.9 %. Видовое разнообразие в песчаных подзолах колеблется от 13 до 30 видов, при этом отмечены участки с более высоким и более низким видовым обилием относительно фонового. В аллювиальных перегнойно-глеевых почвах количество видов на ПМ колеблется от 10 до 27, при этом для этих ПМ характерно более высокое видовое разнообразие относительно контроля.

Плотность фототрофных популяций в исследуемых почвах достаточно велика и находится в пределах от 500 до 2500 тыс. кл/г.

На основании комплексного подхода к исследованию почв, включающего методы биоиндикации (по соотношению в структуре микрофототрофов водорослей и ЦБ и доли меланизированных микромицетов в структуре грибных популяций), методы биотестирования (с использованием инфузории *Paramecium caudatum* и люминесцентной генно-инженерной бактерии *Escherichia coli* M-17) и химической анализ, в районе Кильмезского захоронения ядохимикатов выявлено 2 наиболее загрязненных участка. Эти участки находятся ниже по склону в направлении стока поверхностных вод от полигона захоронения ядохимикатов, на берегах водотоков, в которые разгружаются грунтовые воды.

Таким образом, использование комплексного подхода к оценке состояния почв в условиях хронического действия пестицидов позволяет определить наиболее загрязненные участки для дальнейшего поиска путей их возможной реабилитации.

Библиография

ГОСТ 17.4.3.01-83. Охрана природы. Почвы. Общие требования к отбору проб. М.: ИПК Издательство стандартов, 2004. 4 с.

ГОСТ 17.4.4.02-84. Охрана природы. Почвы. Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа. М.: Стандартинформ, 2008. 8 с.

Ашихмина Т. Я., Колупаев А. В., Широких А. А. Биотрансформация пестицидов в наземных экосистемах (обзор литературы) // Теоретическая и прикладная экология. 2010. № 2. С. 4–12.

Балезина Л. С. Влияние некоторых удобрений и пестицидов на развитие почвенных водорослей // Современное состояние и перспективы изучения почвенных водорослей в СССР: Труды межвузовской конференции. Киров, 1967. С. 208–214.

Гайфутдинова А. Р., Елькина Т. С., Березин Г. И., Домрачева Л. И. Оценка воздействия пестицидов старого и нового поколений на развитие почвенных микробных комплексов // Адаптационные реакции живых систем на стрессорные воздействия: Материалы Всероссийской молодежной конференции (г. Киров, 23–25 апреля 2012 г.). Киров: ООО «Лобань», 2012. С. 128–131.

География Кировской области: Атлас-книга / Под ред. Е. А. Колеватых, А. М. Прокашева, Г. А. Русских. Киров, 2015. 80 с.

Голлербах М. М., Штина Э. А. Почвенные водоросли . Л.: Наука, 1969. 228 с.

Добровольский Г. В., Гришина Л. А. Охрана почв . М.: Изд-во МГУ, 1985. 224 с.

Домрачева Л. И. «Цветение» почвы и закономерности его развития . Сыктывкар, 2005. 336 с.

Домрачева Л. И., Ашихмина Т. Я., Кондакова Л. В., Березин Г. И. Реакция почвенной микробиоты на действие пестицидов (обзор) // Теоретическая и прикладная экология. 2012. № 3. С. 4–19.

Домрачева Л. И., Дабах Е. В. Химико-биологический мониторинг почв (на примере Кильмезского захоронения ядохимикатов) // Современные проблемы загрязнения почв: III Международная конференция (г. Москва, 24–28 мая 2010). М.: МГУ, 2010. С. 345–349.

Елькина Т. С., Домрачева Л. И., Хитрин С. В., Фукс С. Л., Девятерикова С. В.

Определение степени токсичности отходов производства фторполимеров по реакции почвенной микрофлоры и цианобактерии *Nostoc paludosum* Kütz // Принципы экологии. 2014. № 1. С. 43–52.

Коробова Л. Н. Адаптации мицелиальных грибов к стрессам в агросистемах // Современные проблемы физиологии, экологии и биотехнологии микроорганизмов: Всероссийский симпозиум с международным участием. М., МГУ им. М. В. Ломоносова. 24–27 декабря 2009: Материалы. М.: МАКС Пресс, 2009. С. 93.

Круглов Ю. В. Микрофлора почвы и пестициды . М.: Агропромиздат, 1991. 128 с.

Марфенина О. Е. Антропогенная экология почвенных грибов . М.: Медицина для всех, 2005. 196 с.

Особенности урбоэкосистем подзоны южной тайги Европейского Северо-Востока / Под ред. Т. Я. Ашихминой, Л. И. Домрачевой. Киров: Изд-во ВятГГУ, 2012. 282 с.

Полянская Л. М. Микробная сукцессия в почве: Автореф. дис. … докт. биол. наук. М., 1996. 96 с.

Помелов А. В., Березин Г. И., Домрачева Л. И. Адаптационные резервы высшего растения и почвенной альгофлоры при действии пестицидов // Теоретическая и прикладная экология. 2011. № 3. С. 87–93.

Терехова В. А. Динамика структуры и физиологические особенности меланизированных микромицетов в условиях разного гумусового статуса сред и химического загрязнения // Экология и биология почв: Международная научная конференция. Ростов-на-Дону, 17–19 ноября 2014. Ростов н/Д, 2014. С. 587–590.

Штина Э. А. Действие гербицида 2,4Д на почвенные водоросли // Труды Кировского сельскохозяйственного института. 1957. Т. 2. Вып. 24. С. 29–34.

Штина Э. А., Голлербах М. М. Экология почвенных водорослей . М.: Наука, 1976. 143 с.

Brusa T., Del Puppo E. Microbial. degradation of the sulfonylurea herbicides // Current knowledge. 1995. Vol. 45. № 2. P. 321–330.

Digrak M., Ozcelik S. Effect of some pesticides on soil microorganisms // Bull. Environ. Contam. and Toxicol. 1998. Vol. 60. № 6. P. 916–922.

Ismail B. S., Goh K. M., Kader J. Effects of metsulfuron-methyl on microbial biomass and population in soils // J. Environ. Sci. and Health. 1996. Vol. 31. № 5. P. 987–999.

Feng Y., Minard R. D., Bollag J. M. Photolytic and microbial degradation of 3,5,6-trichloro-2-pyridinol // Environ. Toxicol. and Chem. 1998. Vol. 17. № 5. P. 814–819.

Neuhaus W., Seefeld F., Hahn A. Auswirkungen von Igran 500 flussig auf Abundanz von Bodenalgen unter Labor- und Freilandingungen // Nachrichtenbl. Dtsch, Pflanzenschutzdienst. 1997. Vol. 49. № 10. P. 260–267.

Sancho E., Sanchez M., Ferrando M. D., Andreu-Moliner E. Effects of thiobencarb herbicide to an alga (*Nannochloris oculata*) and the cladocera (*Daphnia magna*) // J. Environ. Sci. and Health. 2001. Vol. 36. № 1. P. 55–65.

Singh B., Kaur J., Singh K. Microbial degradatijn of an organophosphate pesticide, malathion // Crit. Rev. Microbiol. 2014. Vol. 40. № 2. P. 146–154.

Zhang J., Qin J., Zhao C., Liu C. Response of Bacteria and Fungi in in Soil Microcosm under The Presence Of Pesticide Endosulfan // Water, Air and Soil Pollut. 2015. Vol. 226. № 4. P. 109/1–109/9.

FEATURES OF SOIL MICROBIAL GROUPS IN THE AREA KILMEZSKY LANDFILL DUMPING OF TOXIC CHEMICALS (KIROV REGION)

BEREZIN Grigory Ivanovich	*Ph.D., Vyatka State University (610006, Russia , Kirov region , Kirov , Melnikov st., 20a - 45), Grigoory1987@gmail.com*
KONDAKOVA Lyubov Vladimirovna	*Dr.Sci., Vyatka State University (610000, Russia , Kirov region , Kirov, Azin st., 5 - 180), kaf_eco@vshu.kirov.ru*
DOMRACHEVA Lyudmila Ivanovna	*Dr. Sc., Federal State Budgetary Educational Institution of Higher Education «Vyatka state agricultural academy» (610020, Russia , Kirov region , Kirov , Volodarsky st., 83 - 16), dli-alga@mail.ru*
DABAKH Elena Valentinovna	*Ph.D, Federal State Budgetary Educational Institution of Higher Education «Vyatka state agricultural academy» (610000, Russia , Kirov region , Kirov), ecolab2@gmail.com*

Keywords:
Pesticides, algo-cyano-mycological soil complexes, species composition , quantitative composition , bioindication , bioassay

Summary: Under the influence of pesticides a transformation of soil microbial complexes occurs. In the area of Kilmezsky dumping of toxic chemicals (Kirov Region) the species composition of soil phototrophes and quantitative characteristics of soil algo-cyano-mycological complexes change as a result of chronic exposure to pesticides . The content of cyanobacteria in the structure of phototrophic systems and the degree of mikromycets populations melanization can be used a s bioindicators of soil contamination complementing the set of indicators based on certified laboratory methods of biotesting.

Reviewer:
G. S. Antipina

Received on:
02 March 2016
Published on:
20 June 2016

научный электронный журнал ПРИНЦИПЫ ЭКОЛОГИИ

ПЕТРОЗАВОДСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ

https://ecopri.ru **https://petrsu.ru**

УДК 57.084.2

БИОИНДИКАЦИЯ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ПОЧВ ШАРТАШСКОГО ЛЕСОПАРКА ГОРОДА ЕКАТЕРИНБУРГА С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ RAPHANUS SATIVUS

БАГЛАЕВА Елена Михайловна	*к.ф.-м.н., Институт промышленной экологии УрО РАН (г. Екатеринбург, ул. С. Ковалевской, 20), elenbaglaeva@gmail.com*
РАХМАТОВА Анна Юрьевна	*Уральский федеральный университет (г. Екатеринбург, ул. Мира, 19), anya_rahmatova@mail.ru*
КРАМАРЕНКО Анна Александровна	*Уральский федеральный университет (г. Екатеринбург, ул. Мира, 19), anya_rahmatova@mail.ru*
СЕРГЕЕВ Александр Петрович	*к.ф.-м.н., Институт промышленной экологии УрО РАН (г. Екатеринбург, ул. С. Ковалевской, 20), alexanderpsergeev@gmail.com*

Ключевые слова: биоиндикация, Raphanus Sativus, загрязнение почв, цинк, лесопарки

Рецензент: Н. В. Василевская

Получена: 11 января 2016 года
Подписана к печати: 26 мая 2016 года

Аннотация. Исследован рост редиса R. Sativus для биоиндикации состояния урбанизированной почвы Шарташского лесопарка города Екатеринбурга на 10 пробных площадках. Методом РФА измерен элементный состав редиса и почвы, проведена оценка перехода цинка, титана, железа и кальция из почвы в растение. Редис может выступать индикатором загрязнения почвы, в частности, цинком.

© Петрозаводский государственный университет

Введение

В гетерогенных условиях современного города природная среда подвержена комбинированному техногенному загрязнению, уровень которого повышается с ростом численности городского населения и развитием промышленных зон, примыкающих к жилым кварталам (Алексеенко, 2000; Воробейчик, Садыков, 1994). Необходимость экологических исследований парков, лесопарков, дендрариев обусловлена их функциональным назначением: они являются зонами отдыха взрослых и детей (Власенко, 2000; Залесов, Колтунов, 2009). В настоящее время обязательный локальный государственный мониторинг этих объектов не предусмотрен законодательством. Екатеринбург – крупнейший промышленный агломерат на Среднем Урале, изучение уровня нагрузки почвенно-растительного комплекса лесопарков и их компенсационных возможностей является теоретически и практически важной задачей. Вместе с тем уровни техногенного загрязнения лесопарков города Екатеринбурга остаются малоизученными (Залесов, Колтунов, 2009), отсутствуют работы по комплексному изучению системы почва – растение.

Уровень содержания химических элементов в компонентах природной среды (почве, воде и т. п.), соответствующий условиям нормального состояния и функционирования живых организмов, в естественных условиях сильно варьируется и зависит, прежде всего, от физико-химических свойств самой среды. По этой причине сравнение содержания поллютанта с его предельно допустимой концентрацией не дает информации о количестве, способном осуществить переход в растение и далее по пищевой цепи к человеку. Своевременный экологический контроль качества

среды обитания выявляет негативные изменения в экосистемах на ранней стадии, до появления визуально наблюдаемых повреждений растительности. Использование в экологическом контроле методов биоиндикации позволяет получить интегральную характеристику состояния компонентов природной среды (почвы, атмосферного воздуха, биоты и др.) как среды обитания любой биологической популяции, включая человека (Шунелько, Федорова, 2000). Для идентификации изменений содержания поллютантов в окружающей среде применяются высокочувствительные к антропогенному загрязнению организмы-индикаторы. Растения, в том числе и культурные, являются информативным индикатором уровня доступных для животных и человека форм химических элементов, главным образом тяжелых металлов, в окружающей среде (Дубинин, Пашин, 1978; Кашин, Иванов, 1998).

В зависимости от типа реакции на содержание тяжелых металлов в окружающей среде выделяют растения-аккумуляторы, накапливающие загрязнитель, индикаторы, отражающие текущее состояние, и растения, исключающие передачу металла из среды (Verma et al., 2013). При диагностике загрязнений компонентов окружающей среды различными поллютантами используются растения, обладающие достоверно известной реакцией на их воздействие, широко применяются салат-латук, полевица побегообразующая, сосна обыкновенная, береза повислая, крапива двудомная (Verma et al., 2013; Криволуцкий, 1991). Некоторые из них могут быть полезны для биоиндикации состояния лесопарков, но не позволяют оценить текущую техногенную нагрузку, поскольку растут на территории, много лет подвергающейся постоянно возрастающему антропогенному воздействию. Следовательно, определение фоновых уровней аккумуляции является важной задачей.

Редис часто используется в качестве тест-объекта для исследования загрязнения почв, что обусловлено его чувствительностью к тяжелым металлам (кадмий, цинк, медь и никель), высокой энергией прорастания семян и скороспелостью культуры (Pandey, 2006).

Цель работы – оценить возможность использования редиса *R. sativus* как биоиндикатора состояния почвы урбанизированной территории на примере Шарташского лесопарка города Екатеринбурга.

Материалы

Для биоиндикации были использованы семена редиса европейской группы *Raphanus sativus* L. convar radicula (IPNI, 2016) сорта Скороспелка нежная из одной партии с коротким вегетационным периодом (16–18 дней от всходов до созревания корнеплода). Качество семян соответствовало ГОСТ Р 52171-2003. Для получения однородной выборки 18 г семян были очищены от заведомо невсхожих семян и перемешаны. Из этой выборки было сформировано 12 проб по 25 семян. Пробы были рассортированы в пакеты, взвешены и промаркированы. Перед посадкой семена замачивали на 12 часов в питьевой воде.

Лесопарк Шарташский площадью около 777 га расположен в восточной части города Екатеринбурга в прибрежной полосе озера Шарташ. Это одно из самых живописных и активно посещаемых мест отдыха. Преобладают сосновые разнотравные леса, местами с примесью березы и липы (Колесников и др., 1973; Архиповаи др., 2010). Почвы преимущественно дерново-подзолистые, встречаются болотные низинные торфяные (Гафуров, 2008). Со стороны города на подходе к лесопарку находится небольшой гранитный массив Каменные палатки, являющийся историческим и природным памятником. На территории парка расположено несколько садово-огородных товариществ.

10 проб семян редиса *R. sativus* (пробы G01-G10) было высажено на 10 пробных площадках 01.07.2015 г. в Шарташском лесопарке (рис. 1) в направлении на север от автодороги (ул. Высоцкого) до озера Шарташ. Фактическое их расположение определялось при проведении опробования непосредственно на местности, исходя из необходимости выбора участка высадки редиса в малопосещаемых местах лесопарка. Поверхность места предполагаемой высадки семян площадью 0.4 х 0.4 м очищалась от дикорастущих растений и хвойно-листового опада, естественный грунт рыхлился на глубину 12–15 см. Семена (25 штук) высаживались по треугольной сетке со стороной 5 см на глубину 1.5 см (площадь посева составляла около 0.06 м^2). После посадки семена однократно были политы питьевой водой. Географические координаты определялись с помощью GPS-приемника (см. рис. 1). Контрольная проба (проба G11) была высажена 01.07.2015 г. в грунт известного состава (почвогрунт Универсальный ГОСТ 25100-95), предназначенный, в частности, для выращивания овощных культур. Почвогрунтом Универсальным наполнили пластиковый ящик размерами 0.35 х 0.35 м глубиной 40 см, в центр которого по аналогии с высадкой в естественных условиях с однократным поливом питьевой водой при посадке по треугольной сетке со стороной 5 см на глубину 1.5 см была высажена контрольная проба G11. Ящик был помещен в затененное место во дворе на территории Института промышленной экологии. Проба G12 была использована для элементного анализа семян. Всходы росли в естественных условиях без активного вмешательства (прополки, полива).

Была зафиксирована 100 % всхожесть семян для всех проб.

Рис. 1. Картосхема пробных площадок в Шарташском лесопарке
Fig. 1. The schematic map of the sample plots in Shartashsky forest park

Образцы были собраны на 20-й день с момента посадки (20.07.2015 г.), после окончания заявленного производителем семян срока созревания корнеплода (16–18 дней). Выживаемость также составила 100 % (с каждой площадки были собраны 25 растений).

Отбор проб почвы

Для изучения техногенного загрязнения почвы Шарташского лесопарка города Екатеринбурга было отобрано 10 почвенных проб (пробы S01-S10) на 10 пробных площадках высадки редиса после уборки урожая (см. рис. 1). Проба S00 представляла собой грунт универсального состава, в который высаживали контрольную пробу семян.

Поверхность места предполагаемого отбора пробы почвы размечалась в виде квадрата со стороной около 0.25 м. В вершинах и в центре размеченного квадрата пробоотборником из нержавеющей стали диаметром 0.05 м отбирались пять кернов почвы на глубину 0.05 м. Отобранные керны объединялись в одну пробу и запаковывались в двойные полиэтиленовые пакеты для пищевых продуктов. На внутреннем пакете маркером наносился идентификатор пробы.

Условия эксперимента

Во время проведения эксперимента дневная температура не превышала +16 °C, ночью опускалась до +2 °C. Наблюдалась переменная или постоянная облачность в течение дня. Из 20 дней эксперимента 12 дней были с осадками в виде дождя, в среднем выпадало до 6 мм/сут. (Погода и климат..., 2015). Освещенность земной поверхности измерялась люксметром Эколайт-02 в полуденные часы, освещенность колебалась от 100 лк (соответствует пасмурному осеннему дню) до 12000 лк (соответствует солнечному дню в тени).

Методы

Анализ проб

Пробы биоматериала (молодые растения целиком без дифференциации по органам) были подготовлены по стандартной методике для измерения элементного состава методом рентгенофлуоресцентного анализа на приборе INNOV X Systems X-5000, Olympus в режиме Почва. Использование INNOV X Systems X-5000 не требует специальной пробоподготовки для анализа материала. Перед взвешиванием корни проб биоматериала с каждой площадки были осторожно

очищены от почвы, промыты дистиллированной водой, подсушены фильтровальной бумагой. Затем каждая проба (растения целиком) была взвешена. С целью концентрирования измеряемых элементов пробы биоматериала были высушены до воздушно-сухого состояния сначала при комнатной температуре в проветриваемом помещении, затем в термостате суховоздушном ТС1/80 при температуре 40 °С и перемолоты до однородного состояния (до фракции 1 мм). После перемалывания были измерены массы сухих проб и проведен их анализ на спектрометре INNOV X Systems X-5000.

Для контроля результатов измерений, выполненных на INNOV X Systems X-5000, был проведен количественный химический анализ выборочно растительных проб на титан, железо, цинк в аккредитованном химико-аналитическом центре ИПЭ УрО РАН на масс-спектрометре с индуктивно связанной плазмой ELAN 9000, Perkin Elmer. Результаты измерений разными методами совпали в пределах погрешности.

Отобранные пробы почвы были высушены согласно ГОСТ 27593-88 до воздушно-сухого состояния при комнатной температуре и перемолоты до фракции 1 мм с целью гомогенизации. После перемалывания был измерен элементный состав почвенных проб методом рентгенофлуоресцентного анализа на приборе INNOV X Systems X-5000 (специальной пробоподготовки не требует).

Обработка результатов

Влияние естественных условий, сложившихся при проведении эксперимента, на рост редиса оценивали, сравнивая полученный за 20 дней прирост биомассы редиса относительно ожидаемого прироста за вегетационный период. Прирост биомассы редиса был рассчитан как отнесенное к площади посева изменение массы пробы биоматериала за период от высадки семян до отбора пробы. Ожидаемый за вегетационный период прирост биомассы 25 семян при заявленной производителем семян массе корнеплода на момент созревания не менее 10 г и площади посева 0.06 м^2 был принят 250 г/0.06 м^2 ≈ 4 кг/м^2.

Сравнительный анализ возможного перехода элементов из почвы в растения был проведен по результатам элементного анализа проб биоматериала и почвы. Для исключения ошибок измерений, связанных с ограниченными размерами измерительного окна рентгенофлуоресцентного спектрометра (площадь активного окна 12.5 мм^2) и неоднородностью исследуемого материала (что в большей степени характерно для почвенных образцов), каждая проба десятикратно перемешивалась и измерялась. В качестве среднего содержания элемента в пробе использовалось среднее значение по десяти измерениям. Для оценки ошибки измерения были рассчитаны среднеквадратические отклонения от среднего содержания элементов для каждой пробы.

Связь между концентрациями обнаруженных элементов в почве и растениях была изучена методом корреляционного анализа. Ранговый коэффициент корреляции Спирмена был использован в качестве меры тесноты линейной связи между содержанием элемента в почве и в растении. За сильную принята связь с абсолютным значением коэффициента корреляции больше 0.85, за слабую – с коэффициентом корреляции меньше 0.6.

Результаты

Шарташский лесопарк, с одной стороны, является урбанизированной территорией, подвергающейся систематическому воздействию расположенных вблизи предприятий, с другой – сохраняет природный ландшафт и является местом отдыха горожан. Также на территории парка находятся коллективные сады.

Пробы G01-G10, высаженные в районе Шарташского лесопарка, на момент сбора (20-й день со дня посадки) не достигли, как ожидалось, периода созревания (сформированных корнеплодов массой 10–12 г), а достигли ювениального этапа развития (этапа молодости). Для корнеплодных растений этот этап характеризуется усиленным набором зеленой массы, формированием наземной части, происходит от прорастания семени до закладки цветочных зачатков (Род Редька..., 1979).

Растения контрольной группы (проба G11) на момент сбора (20-й день со дня посадки) также не достигли периода созревания, а достигли ювениального этапа развития, но их масса существенно превышала массу проб, высаженных в естественный грунт. На рис. 2 представлены для сравнения контрольная проба и проба, выросшая на исследуемой урбанизированной территории. Измеренные сырая и сухая массы проб биоматериала приведены в табл. 1.

Рис. 2. Контрольная проба G11 (слева) и проба G05 (справа)
Fig. 2. The control sample G11 (left) and test sample G05 (right)

Зеленая масса контрольной пробы (G11) существенно превышала массу проб (G1-G10), высаженных в естественный грунт. Прирост биомассы с площади посева (0.06 м^2) за период проведения эксперимента для разных пробных площадок составил от 30 до 60 г/м^2 для проб, высаженных в парке, и около 600 г/м^2 для контрольной пробы. Таким образом, относительный прирост биомассы по сравнению с ожидаемым за вегетационный период приростом (~250 г с 0.06 м^2) для разных пробных площадок составил 1–2 % для проб, высаженных в парке, и 15 % для контрольной пробы.

В результате химического анализа проб биоматериала с помощью РФА были обнаружены фосфор, сера, хлор, калий, кальций, титан, железо, иттрий, цинк, торий. Содержания таких элементов, как серебро, кадмий, ванадий, хром, марганец, золото, медь, кобальт, никель, селен, рубидий, молибден, кадмий, в большей части измерений оказались ниже предела обнаружения. При анализе проб почвы были обнаружены фосфор, калий, кальций, титан, железо, цинк. Содержания других элементов в большей части проб оказались ниже предела обнаружения РФА.

Обработанные результаты рентгенофлуоресцентного анализа (средние по десяти измерениям содержания некоторых элементов и их среднеквадратические отклонения) проб семян, биоматериала, универсального почвогрунта и почвы представлены в табл. 1–2.

Таблица 1. Масса растительных проб и содержание в них некоторых химических элементов по результатам РФА

№ пробы	Масса проб, г		Ca		Ti		Fe		Zn	
	сырая	сухая	среднее содержание, мг/кг	СКО, мг/кг	среднее содержание, мг/кг	СКО, мг/кг	среднее содержание, мг/кг	СКО, мг/кг	среднее содержание, мг/кг	СКО, мг/кг
G01	2.09	0.16	22066.9	1042.2	424.4	61.3	4517.9	505.8	296.3	23
G02	1.37	0.16	27828.3	3597.1			1665.1	190	658	39.1
G03	2.79	0.24	27231	2115.9	103.3	18.7	1591.7	286	616.4	42.8
G04	2.06	0.15	32668.7	8323	332.8	77	2400.9	352.7	690.8	34.1
G05	2.4	0.19	34401.8	4754.2			849.5	71.2	1221.3	42.5
G06	4.07	0.29	45589.4	14286.8	194.9	48.6	2461.6	540.9	389.8	36.3
G07	2.42	0.23	35659.2	3653.3			1335.6	131.4	1148.9	118.5
G08	2.21	0.18	44398.7	5476.5	79	6	1503.6	117.6	1362.4	84.4
G09	1.98	0.15	34227.8	4633	210.6	69.9	1787.8	258.4	1531	124
G10	3.61	0.23	40937.6	6039.1			1293	196.6	1324.5	54.7
G11	38.67	2.78	50789	5985			381.9	37.5	133.2	9.5
G12	0.26	0.26	4534	1037.5	113.8	14.8	4517.9	505.8	296.1	23

Примечание. СКО – среднеквадратическое отклонение.

Таблица 2. Содержание химических элементов в почвах Шарташского лесопарка и универсальном грунте

№ пробы	Ca	Ti	Fe	Zn

	среднее содержа-ние, мг/кг	СКО, мг/кг	среднее содержание, мг/кг	СКО, мг/кг	среднее содержа-ние, мг/кг	СКО, мг/кг	среднее содержание, мг/кг	СКО, мг/кг
S00	58680.4	4208	257.1	88.7	5640.3	1118.4	43.1	9.6
S01	8323.7	456.3	2617.7	115.7	29572.8	1462.5	50.6	5.4
S02	14641.5	3293.3	1359.1	120.8	26229.8	1307.8	207.3	36.6
S03	8472.4	301.4	1620.0	128.5	23560.8	1560.7	73.0	9.9
S04	6940.8	160.6	2235.5	76.7	22763.1	664.5	79.6	8.6
S05	13105.3	1240.2	1098.1	92.1	27604.8	1517.0	334.1	51.5
S06	8953.6	476.0	2048.2	157.2	25482.9	1003.5	91.5	11.5
S07	8589.9	468.1	1967.1	98.4	25494.7	893.5	135.0	11.3
S08	9467.5	554.9	1597.9	113.6	25129.0	1023.1	177.0	15.0
S09	8284.1	574.7	1898.2	153.4	28068.7	1705.9	133.6	34.9
S10	8479.0	278.6	1720.2	103.9	20103.0	746.3	105.3	9.6

Для оценки взаимосвязи содержаний химических элементов в системе «почва – растение» был проведен корреляционный анализ. Результаты корреляционного анализа содержаний элементов в пробах растительности и почвы представлены в виде схемы, в которой корреляционные связи убывают слева направо:

Ti (0.94) > Zn (0.68) > P (0.55) > Ca (0.53) > Fe (0.45) > K (0.40).

В скобках указаны коэффициенты корреляции Спирмена (сравнивали содержания обнаруженных элементов в растениях и в почве).

Обсуждение

Пробы редиса G01-G10, высаженные в районе Шарташского лесопарка, и контрольная проба G11 на момент сбора (20-й день со дня посадки) достигли ювениального этапа развития (этапа молодости). Хотя редис устойчив к низким температурам, но для формирования корнеплодов требует тепла и много солнца при коротком световом дне, а также достаточное количество влаги. Так как используемые семена были жизнеспособны (всхожесть 100 %) со 100 % выживаемостью, в данном эксперименте низкий прирост биомассы всех проб обусловлен слабой освещенностью при длинном световом дне и низкими температурами. Отличие прироста биомассы контрольной пробы и высаженных в естественный грунт проб связано со свойствами подзолистых почв лесопарка.

Содержания фосфора, серы, хлора, калия, кальция, титана, железа, иттрия, цинка, тория (см. табл. 1) в пробах редиса, обнаруженные с помощью РФА, сравнимы с концентрациями этих элементов, приведенными в литературе (Кабата-Пендиас, Пендиас, 2001; USDA, 2015). В большинстве проб редиса, выращенного в парке, обнаружено накопление цинка в растениях по сравнению с семенами редиса (проба G12). Используемые в эксперименте семена *Raphanus sativus* – условно чистый биоматериал, предназначенный для получения пищевой продукции, с несформированными механизмами адаптации к техногенной нагрузке, характерными для растений, много лет обитающих на исследуемой территории. Накопление цинка в растениях редиса означает высокое содержание доступной для поглощения растениями формы цинка в почвах парка и переход его из почвы в растения в концентрациях, превышающих ПДК (по СанПиН 42-123-4089-86, для сырых овощей и фруктов ПДК цинка определена на уровне 10 мг/кг сырой массы).

При анализе проб почвы лесопарка была отмечена высокая изменчивость элементных содержаний: фосфора, калия, кальция, титана, железа, цинка (см. табл. 2). Содержание тяжелых металлов в почве зависит от типа и свойств почвы и сильно варьируется даже в пределах малых площадок (Сергеев и др., 2013), поэтому определение содержания растворимых и валовых форм металла в почве и сравнение его содержания с санитарно-гигиеническим нормативом, например предельно допустимой концентрацией, или фоновым значением территории не позволяет количественно оценить поглощение этого металла растениями, а далее животными.

Содержание цинка почти во всех пробах почвы превышает как предельно-допустимые концентрации (ориентировочное валовое содержание для подзолистых почв 55 мг/кг (ГН 2.1.7.2042-06)), так и фоновое содержание 49 мг/кг в дерново-подзолистых почвах (Беспамятнов, Кротов, 1985). В поверхностных слоях почв мира средние содержания цинка колеблются в

пределах 17—125 мг/кг (Кабата-Пендиас, Пендиас, 2001); на Урале содержание цинка в почвах, по разным данным, варьируется от 3 до 86 мк/кг (Ильин, 1991; Власенко, 2000). Обнаруженное загрязнение почвы Шарташского лесопарка цинком согласуется с данными по содержанию тяжелых металлов в почве лесопарков Екатеринбурга, приведенными С. В. Залесовым, Е. В. Колтуновым (Залесов, Колтунов, 2009).

По результатам корреляционного анализа содержаний элементов в пробах растительности и почвы, наиболее сильная корреляционная связь обнаружена в растениях и почве для титана (коэффициент корреляции Спирмена 0.94), можно говорить о закономерной связи изменчивости содержаний титана в растениях с изменчивостью его содержания в почве. Обнаруженное содержание титана в почвах парка не превышает кларк в почвах мира (4600 мг/кг), содержание титана в растениях также существенно ниже кларкового содержания в золе растений (1000 мг/кг), приведенного в литературе (Виноградов, 1952). Загрязнения титаном исследуемой почвы не обнаружено, сделать вывод по имеющимся данным о накоплении этого металла в редисе нельзя. Также не обнаружено достоверного накопления железа.

Сильная связь (коэффициент корреляции Спирмена 0.68) обнаружена также между изменчивостью содержаний цинка в растениях и почве. На рис. 3 представлено распределение цинка в пробах растений и почвы. Превышение допустимого уровня валового содержания цинка в почве в большей части приводит к превышению предельно допустимого уровня концентрации цинка в растениях. Это позволяет использовать *Raphanus sativus* как биоиндикатор загрязнения почвы цинком.

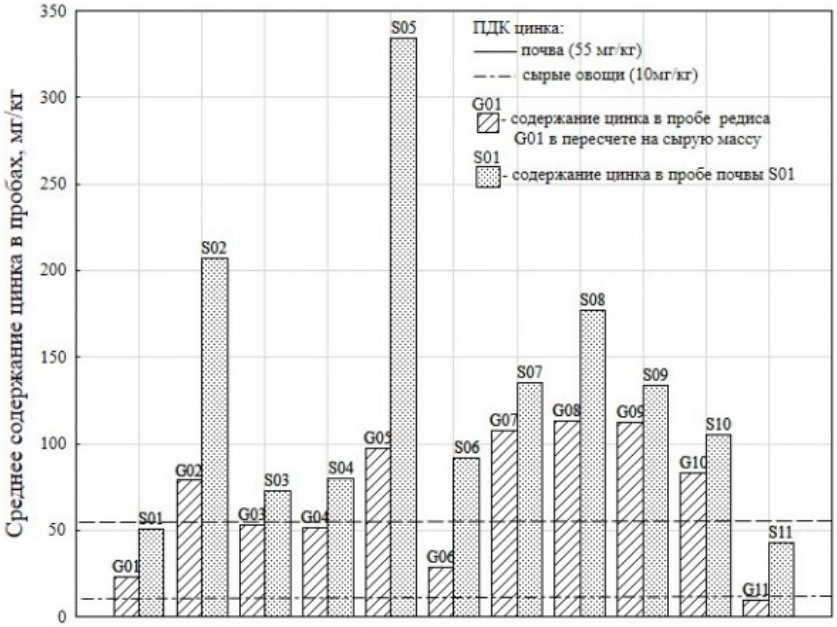

Рис. 3. Среднее содержание цинка в растительных и почвенных пробах
Fig. 3. An average Zinc content in plant and soil samples

Заключение

На примере Шарташского лесопарка города Екатеринбурга оценена возможность использования редиса *R. Sativus* как биоиндикатора состояния почвы урбанизированной территории. Показано, что *R. sativus* может выступать индикатором загрязнения почвы лесопарков, в частности, цинком. Обнаружено превышающее ПДК загрязнение почвы и образцов редиса цинком. Для диагностики загрязнений почвы лесопарка в дальнейшем будет полезно определить детально реакцию редиса на содержание загрязняющих веществ: оценить сроки созревания корнеплодов при выращивании в загрязненной почве и дифференцировать накопление цинка по органам.

Библиография

Алексеенко В. А. Экологическая геохимия . М.: Логос, 2000. 627 с.

Архипова Н. П., Богоявленский Л. С., Смирнов С. Н. Лесопарки Екатеринбурга, 2010 . URL: http://enc-dic.com/enc_ekateryn/Lesoparki-ekaterinburga-170/ (дата обращения 17.02.2016)

Беспамятнов Г. П., Кротов Ю. А. Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде: Справочник . Л.: Химия, 1985. 528 с.

Виноградов А. П. Основные закономерности распределения микроэлементов между растениями и средой. Микроэлементы в жизни растений и животных . М.: Изд-во АН СССР, 1952. 270 с.

Власенко В. Э. Особенности аккумуляции химических элементов в отдельных компонентах лесных экосистем Среднего Урала в условиях аэротехногенного загрязнения: Дис. ... канд. биол. наук . Екатеринбург, 2000. 131 с.

Воробейчик Е. Л., Садыков О. Ф. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень) . Екатеринбург: УИФ «Наука», 1994. 280 с.

Гафуров Ф. Г. Почвы Свердловской области . Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2008. 391 с.

ГН 2.1.7.2042-06. Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве . М.: Госкомсаниздат, 1995.

Дубинин Н. П., Пашин Ю. В. Мутагенез и окружающая среда . М.: Наука, 1978. 124 с.

Залесов С. В., Колтунов Е. В. Содержание тяжелых металлов в почвах лесопарков г. Екатеринбурга // Аграрный вестник Урала. 2009. № 6 (60). С. 71–72.

Ильин В. Б. Тяжелые металлы в системе почва – растение . М.: Наука, 1991. 152 с.

Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях . М.: Мир, 2001. 440 с.

Кашин В. К., Иванов Г. М. Особенности накопления свинца в растениях бассейна озера Байкал // Экология. 1998. № 4. С. 316–318.

Колесников Б. П., Зубарева Р. С., Смолоногов Е. П. Лесорастительные условия и типы лесов Свердловской области: Практическое руководство . Свердловск: УФ АН СССР, 1973. 176 с.

Криволуцкий Д. А. Биоиндикация и биомониторинг / Отв. ред. Д. А. Криволуцкий. М.: Наука, 1991. 288 с.

Погода и климат. Погода в Екатеринбурге . URL: http://www.pogodaiklimat.ru/weather.php?id=28440&bday=1&fday=20&amonth=7&ayear=2015 (дата обращения 29.11.2015).

Род Редька – *Raphanus* L. // Флора европейской части СССР / Отв. ред. А. А. Фёдоров. Л.: Наука, 1979. Т. IV / Ред. Ю. Д. Гусев. С. 46–48.

Сергеев А. П., Баглаева Е. М., Медведев А. Н. Анализ пространственных неоднородностей распределений хрома и никеля по результатам экологического скрининга поверхностного слоя почвы селитебных зон муниципального образования город Новый Уренгой // Вестник Уральского отделения РАН. Наука. Общество. Человек. 2013. № 3 (45). С. 232–242.

Шунелько Е. В., Федорова А. И. Экологическая оценка городских почв и выявления уровня токсичности тяжелых металлов методом биотестирования // Вестник Воронежского государственного университета. География и экология. 2000. № 4. С. 77–83.

IPNI The International Plant Names Index. URL: http://www.ipni.org/ipni/idPlantNameSearch.do?id=924461-1 (дата обращения 15.03.2016).

Pandey S. N. Accumulation heavy metals (cadmium, cromium, copper, nickel and zinc) in *Raphanus salivus* L. and *Spinacia olerac* L. Plants Irrigated with Industrial Effluents // Journal of Environmental Biology. 2006. Vol. 27(2). P. 381–384.

Verma D. K., Gupta A. P., Dhakeray R. Removal of Heavy Metals from whole sphere by plants working as bioindicators – A review // Basic Research Journal of Pharmaceutical Science. 2013. Vol. 1(1) P. 01–07.

USDA National Nutrient Database for Standard Reference. URL: http://ndb.nal.usda.gov// (дата обращения 29.08.2015).

BIONDICATION OF SHARTASHSKY FOREST PARK URBAN SOIL OF EKATERINBURG USING RAPHANUS SATIVUS

BAGLAEVA Elena Mikhailovna — *Ph.D., Institute of Industrial Ecology UB RAS (S.Kovalevskaya St., 20, Ekaterinburg, Russia), elenbaglaeva@gmail.com*

RAKHMATOVA Anna Yur — *Ural Federal University (Mira St., 19, Ekaterinburg, Russia), anya_rahmatova@mail.ru*

KRAMARENKO Anna Aleksandrovna — *Ural Federal University (Mira St., 19, Ekaterinburg, Russia), anya_rahmatova@mail.ru*

SERGEEV Aleksandr Petrovich — *Ph.D, Institute of Industrial Ecology UB RAS (S.Kovalevskaya St., 20, Ekaterinburg, Russia), alexanderpsergeev@gmail.com*

Keywords:
bioindication, Raphanus Sativus, soil pollution, zinc, forest park

Reviewer:
N. Vasilevskaya

Received on:
11 January 2016
Published on:
26 May 2016

Summary: Ekaterinburg is a large industrial center of Russia. The pollution of the environment with heavy metals is increasing due to the industrialization and human activities. Heavy metals present a very serious problem for all living beings. The aim of this paper is to identify the pollutant content changes in the environment using Raphanus Sativus. For bioindication of urbanized soil in Shartashsky forest park of Ekaterinburg city the growth of Raphanus Sativus was investigated at ten sample plots and a control one. The element concentration in the plants and soil samples was determined by X-ray analysis. The transition of zinc, titanium, iron and calcium from the soil into the Raphanus Sativus was assessed. The results of the correlation analysis of the content of chemical elements in the samples of plants and soil can be represented as a scheme: Ti (0.94)> Zn (0.68)> Ca (0.53)> Fe (0.45). Spearman correlation coefficients are given in brackets. Zinc content in the soil and radish samples was found to be higher than the maximum allowable concentration defined in accordance with the Russian State Standard System. It is shown that radish can be used as an indicator of soil pollution with zinc.

научный электронный журнал ПРИНЦИПЫ ЭКОЛОГИИ

ПЕТРОЗАВОДСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ

https://ecopri.ru **https://petrsu.ru**

УДК 582.29: 502.53:581.5

СОСТАВ И СООТНОШЕНИЕ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ НА РАЗНЫХ ПО ВЫСОТЕ ПОВЕРХНОСТЯХ ПОДЕЦИЕВ ЯГЕЛЬНОГО ЛИШАЙНИКА CLADONIA RANGIFERINA

БЯЗРОВ Лев Георгиевич	*канд. биол. наук, Институт проблем экологии и эволюции РАН (119071, Москва, Ленинский пр., 33), lev.biazrov@rambler.ru*
ПЕЛЬГУНОВА Любовь Андреевна	*Институт проблем экологии и эволюции РАН (119071, Москва, Ленинский пр., 33), platon@sevin.ru*

Ключевые слова: лишайники, Cladonia rangiferina, поверхность подециев, μ-РФС, состав элементов, распределение элементов, вертикальный градиент, 137Cs/90Sr, K/Ca, фактор обогащения, Баргузинский хребет

Аннотация. Сравнили состав атомов 21 химического элемента – Mg, Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Sr, Ba, Pb – на поверхностях верхушечной, средней и нижней частей подециев ягельного лишайника Cladonia rangiferina, собранных на склоне Баргузинского хребта. Измерение соотношения долей (%) элементов проведено неразрушающим образец микрорентгенофлуоресцентным спектрометром (μ-РФС). Установлено, что величины долей (%) большинства элементов, за исключением Cu и Zn, на поверхностях подециев лишайника очень вариабельны. Доли (%) элементов на поверхностях различаются между измеренными частями подециев C. rangiferina: количественные показатели долей (%) P, S, Cl, K были значимо выше на поверхности верхушечной части подециев, тогда как Al, Si, Ca, Ti, Cr, Mn, Fe, Cu, Zn, Co и суммарной доли – на поверхности нижней части. Очень высокие значения фактора обогащения на всех частях подециев установлены для As и Pb, повышенные – для P, Co, Ni, Cu, Zn.

Рецензент:
А. В. Пчелкин

Получена:
21 марта 2016 года
Подписана к печати:
19 мая 2016 года

© Петрозаводский государственный университет

Введение

Концентрация и состав элементов в телах растений, грибов, в том числе и лихенизированных (лишайников), – предмет изучения обширного числа исследований, затрагивающих, например, биогеохимические циклы в экосистемах, физиологическую устойчивость организмов, качество кормовых ресурсов, биомониторинг, биологическую очистку загрязненных объектов, разведку рудных месторождений, гигиеническую

оценку среды (Сает и др., 1990; Бязров, 2002; Бязров, 2005; Nash, 2008; Backor et al., 2010; Kumar et al., 2012; Бязров, Пельгунова, 2015г). Относительно лишайников значительнейшая часть опубликованных данных информирует о содержании элементов во всем слоевище лишайника (Михайлова, Шарунова, 2008; Михайлова, Кшнясев, 2012; Бязров, Пельгунова, 2015а, г). Меньше сведений о концентрации элементов в разных по возрасту частях их слоевищ (Bargagli et al., 1987; Loppi et al., 1997; Nimis et al., 2001). Форма роста лишайников признается очень важным фактором, влияющим на поглощение элементов из среды; как правило, кустистые лишайники считаются более слабыми аккумуляторами в сравнении с листоватыми и накипными формами (St. Clair et al., 2002a, b). Ряд представителей напочвенных кустистых лишайников могут достигать значительных размеров, из-за чего содержание некоторых элементов в нижних и верхних частях их слоевищ может быть различным, что было показано как для стабильных изотопов на примере *Cladonia furcata* (Tuba et al., 1994), *C. cariosa, C. pyxidata, C. rei* (Osyczka et al., 2016), так и для радионуклидов относительно многих видов (обзор см.: Бязров, 2005). Тем не менее исследований накопления элемента разными по высоте частями кустиков лишайников очень мало, нет информации об элементах непосредственно на их поверхности, хотя именно поверхность слоевища является акцептором жидких и сухих осадков, компоненты которых далее попадают в тела лишайника (Williamson et al., 2004; Purvis et al., 2013). Появление приборов, позволяющих проводить измерение состава химических элементов, не разрушая образцы, дает возможность определить соотношение состава ряда элементов на поверхности слоевища лишайника. Кроме того, сохранение целостности измеряемого образца позволяет использовать для целей мониторинга материал из научных коллекций, поскольку образцы при измерении не повреждаются. Было показано, что результаты не разрушающего образец измерения состава элементов в слоевищах лишайников сопоставимы с результатами, полученным на приборах, для измерения на которых необходимо разрушение образца измельчением, прессованием, растворением (Bontempi et al., 2008; Бязров, Пельгунова, 2013, 2015б, в, д).

Целью нашего исследования было выявление возможных количественных различий между химическими элементами на поверхностях верхней, средней и нижней частей кустиков слоевища кормового ягельного лишайника *Cladonia rangiferina*, чтобы установить особенности распределения элементов по вертикальному градиенту слоевища. Анализируемые показатели — состав и не нормализованное к суммарной величине соотношение (%) элементов на поверхностях различных частей слоевищ (подециев) кустистого напочвенного лишайника.

Материалы

Объектом изучения были 10 экземпляров одного вида лихенизированных грибов из семейства *Cladoniaceae* – *Cladonia rangiferina* (L.) Weber ex F. H. Wigg. Они были собраны из одной дернины (куртины) 10 х 20 см на почве среди мхов в лиственничном (*Larix dahurica*) лесу на пологом северном склоне Баргузинского хребта (Республика Бурятия) в экорегионе хвойных лесов Забайкалья (Ecoregions, 2001). *C . rangiferina* принадлежит к жизненной форме эпигенных кустистых прямостоячих лишайников (Голубкова, Бязров, 1989). Следы первичного слоевища в месте сбора образцов отсутствовали, а были представлены разветвленные кустики (подеции), не имеющие корового слоя, с паутинисто-войлочной, гладкой, пепельно-серой поверхностью. Высота изученных образцов от 7 до 10 см (рис. 1). Ареал вида включает ряд биомов всех континентов суши, кроме Австралии, его представители занимают заметное место в некоторых экосистемах тундр и бореальных хвойных лесов на почвах легкого механического состава. Этот ягельный лишайник служит источником корма для северного оленя и ряда других животных (Андреев, 1954; Aastrup et al., 2000; Courtois et al., 2007).

Рис. 1. Объект измерений – 10 подециев *C. rangiferina*
Fig. 1. Measurement object – 10 podetia of *C. rangiferina*

Методы

На поверхности каждого из 10 подециев *C. rangiferina* измерения проведены на трех высотных уровнях (верхняя часть – 0.5 см от верхушки подециев, средняя часть – 2 см от верхушки подециев, нижняя часть – 5 см от верхушки подециев) в 5 точках на каждом уровне (рис. 2). Таким образом, на каждом высотном уровне подециев сделано 50 измерений. Одинаковое расстояние точек измерения от верхушки подециев обеспечивало примерно сходный возраст каждого высотного уровня на разных подециях, поскольку у ягельных лишайников рост преимущественно верхушечный (Андреев, 1954), а нижний уровень 5 см связан с размерами самого небольшого подеция.

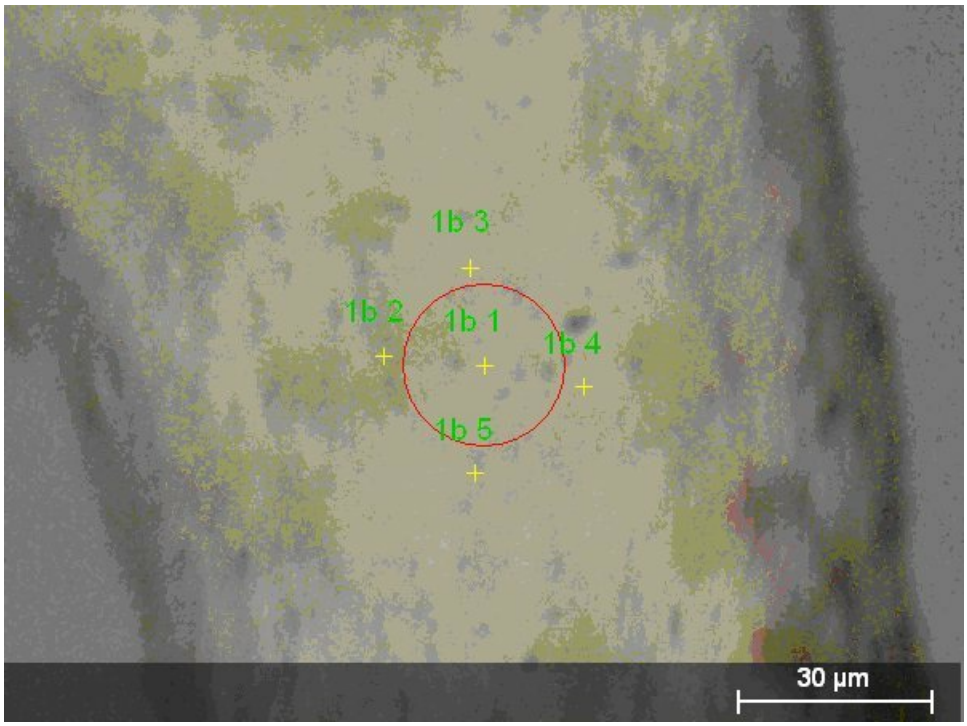

Рис. 2. Расположение 5 точек измерения на поверхности подеция № 1, верхушечная часть
Fig. 2. The location of 5 points of the measurement on the surface of podetia № 1, upper part

Перед измерением состава элементов с поверхности подециев мягкой кисточкой

и феном удаляли песок, пыль и другие твердые частицы, осевшие на поверхность. Затем измеряемые образцы трижды обмывали деионизированной водой. Высохший подеций закреплялся на предметном столике в вакуумной камере (2 мбар) микрорентгенофлуоресцентного спектрометра μ-XRF M4 Tornado (Bruker AXS, Германия). Микрорентгенофлуоресцентный анализ элементов на этом приборе основан на взаимодействии элементов, содержащихся в образце, с высокоэнергетическим рентгеновским излучением, которое приводит к испусканию образцом вторичного рентгеновского излучения (рентгеновская флуоресценция). Источник рентгеновского излучения (Rh) работал при 50 кВ, 200 мкА, более 100 импульсов, время взаимодействия с образцом 1 сек. Пучок рентгеновского излучения направлялся в намеченную точку поверхности подеция, и состав элементов определялся для пятна размером 20 μм. При этом образец не разрушался.

Компьютер, являющийся частью прибора, по специальной программе выдавал результат измерения в выбранной точке как среднее значение для числа импульсов в виде спектра обнаруженных элементов, который затем трансформировался в таблицу соотношений (%) элементов и масс их атомов в измеряемой точке (рис. 3). В данной работе использованы показатели колонки Net unn. [wt.%] таблицы, приведенной на рис. 3. Точность измерения – 0.01 %.

Spectrum: 1b1

El	AN	Series	Net unn. C [wt.%]	norm.C [wt.%]	Atom. C [at.%]	Error (1 Sigma) [wt.%]
Mg	12	K-series	15	0.74	21.42	32.86	0.00
Al	13	K-series	3	0.07	1.90	2.62	0.00
Si	14	K-series	13	0.11	3.08	4.09	0.00
P	15	K-series	13	0.06	1.60	1.93	0.00
S	16	K-series	94	0.22	6.27	7.29	0.00
Cl	17	K-series	77	0.20	5.94	6.24	0.00
K	19	K-series	214	0.61	17.76	16.94	0.00
Ca	20	K-series	251	0.60	17.34	16.13	0.00
Ti	22	K-series	29	0.04	1.05	0.82	0.00
V	23	K-series	0	0.00	0.00	0.00	0.00
Cr	24	K-series	18	0.01	0.36	0.26	0.00
Mn	25	K-series	43	0.03	0.74	0.50	0.00
Fe	26	K-series	209	0.10	3.01	2.01	0.00
Co	27	K-series	31	0.01	0.41	0.26	0.00
Ni	28	K-series	77	0.03	0.93	0.59	0.00
Cu	29	K-series	113	0.05	1.37	0.80	0.00
Zn	30	K-series	256	0.11	3.11	1.77	0.00
As	33	K-series	207	0.12	3.47	1.73	0.00
Sr	38	K-series	126	0.18	5.34	2.27	0.00
Rh	45	K-series	206	0.00	0.00	0.00	0.00
Ba	56	K-series	0	0.00	0.00	0.00	0.00
Pb	82	K-series	447	0.17	4.91	0.88	0.00
			Total:	3.44	100.00	100.00	

Рис. 3. Количественные показатели элементов, полученные на спектрометре μ-XRF M4 Tornado для точки №1 на поверхности подеция № 1, верхушечная часть

Fig. 3. Quantitative values of the elements measured by the spectrometer μ-XRF M4 Tornado for point №1 on the surface of podetia № 1, upper part

Соответствующие приложения программы Microsoft Office Excel 2003 использовали для вычисления средних значений долей элементов, ошибки среднего, коэффициентов корреляции Пирсона ($p \leq 0.05$), различий по ряду этих показателей между сравниваемыми уровнями подециев (критерий *t* Стьюдена, $p \leq 0.05$).

Для определения вклада различных источников в формирование элементного состава на поверхности апотециев лишайников был рассчитан фактор обогащения элементов (EF_{Ti}) относительно среднего состава элемента (*Эл*) в верхней части континентальной земной коры, нормализованный относительно *Ti*:

EF_{Ti} = *(Эл/Ti)*проба / *(Эл/Ti)*земная кора.

При вычислениях EF_{Ti} использованы опубликованные сведения о содержании

элементов в верхней части континентальной земной коры (Григорьев, 2003).

Все измеренные подеции *C. rangiferina* хранятся в Лаборатории экологического мониторинга в регионах АЭС и биоиндикации Института проблем экологии и эволюции им. А. Н. Северцова РАН и пригодны для изучения.

Результаты

На поверхностях всех частей подециев обследованного вида лишайника обнаружен 21 элемент (табл. 1). Согласно Общероссийскому классификатору ингредиентов выбросов вредных веществ в воздух (Общероссийский..., 2016), Cr, Co, Pb принадлежат к классу опасности 1. Элементы Mg, Cl, V, Mn, Ni, Cu, Zn, As относят к классу опасности 2, а кремниевая и кальциевая пыли, а также ряд соединений Fe – к классу опасности 3.

Таблица 1. Средняя доля (%) и стандартная ошибка (*M* ± *m*) элементов, коэффициент вариации (*CV*, %), фактор обогащения (EF_{Ti}) на поверхности верхней, средней и нижней частей подециев *C. rangiferina*; n – число точек, измеренных на каждом высотном уровне

Table 1. Mean proportion (%) and standard error (*M* ± *m*) elements, the coefficient of variation (*CV*, %), enrichment factor (EF_{Ti}) on the surface of the upper, middle and lower parts podetia *C. rangiferina*; n – the number of points measured at each level of height

Элемент Element	Верх Upper (n = 50)			Середина Middle (n = 50)			Низ Lower (n = 50)		
	M±*m*	*CV*, %	EF_{Ti}	*M*±*m*	*CV*, %	EF_{Ti}	*M*±*m*	*CV*, %	EF_{Ti}
Mg	0.33±0.05	103	1.9	0.26±0.04	108	3.7	0.28±0.05	114	0.8
Al	0.16±0.03	112	0.2	0.11±0.02	104	0.4	0.21±0.03	86	0.1
Si	0.33±0.05	106	0.1	0.31±0.03	74	0.3	0.60±0.09	103	0.1
P	0.09±0.01	54	153.0	0.06±0.01	69	256.8	0.07±0.01	67	61.8
S	0.17±0.02	76	12.0	0.11±0.01	68	20.1	0.12±0.01	55	0.4
Cl	0.14±0.01	57	9.7	0.12±0.01	66	19.5	0.12±0.01	60	4.0
K	0.38±0.03	47	1.7	0.30±0.05	107	3.5	0.24±0.02	67	0.5
Ca	0.77±0.05	47	2.0	1.74±0.24	97	11.4	3.04±0.28	67	4.0
Ti	0.03±0.01	162		0.01±0.00	131		0.07±0.01	114	
V	0.01±0.00	121	12.2	0.01±0.00	158	24.7	0.02±0.00	133	7.8
Cr	0.01±0.00	109	7.4	0.01±0.00	107	24.4	0.02±0.00	88	5.6
Mn	0.04±0.00	45	6.1	0.05±0.00	46	19.8	0.07±0.01	67	5.7
Fe	0.12±0.01	36	0.3	0.15±0.01	47	0.9	0.34±0.02	50	0.4
Co	0.03±0.00	39	173.8	0.03±0.00	61	465.7	0.04±0.00	43	105.7
Ni	0.04±0.00	45	62.8	0.04±0.00	50	165.8	0.04±0.00	41	33.1
Cu	0.06±0.00	32	169.9	0.07±0.00	28	443.7	0.07±0.00	25	100.8
Zn	0.11±0.00	23	145.7	0.11±0.00	25	361.5	0.12±0.00	25	79.5
As	0.09±0.01	47	1469.3	0.09±0.01	46	3707.8	0.09±0.01	51	726.7
Sr	0.20±0.01	42	75.3	0.17±0.01	35	164.0	0.18±0.01	36	33.6
Ba	0.03±0.01	129	5.6	0.04±0.01	143	20.9	0.04±0.01	116	4.3
Pb	0.32±0.02	50	1878.6	0.32±0.02	42	4725.4	0.29±0.02	52	882.8
Всего Total	3.48±0.10	20		4.13±0.25	42		6.06±0.28	32	

Последовательность расположения (по убыванию) средних долей элементов на поверхностях верхней, средней и нижней частей подециев *C. rangiferina* по местам их в этих рядах как одинакова, так и различна (табл. 2). Так, каждый ряд начинает кальций (Ca), а заканчивают ванадий (V) и хром (Cr). Первые 6 элементов на верхнем и среднем высотных уровнях подециев, наряду с Ca, в разной последовательности формируют Mg, Si, K, Sr, Pb. На поверхности нижней части увеличивается значение Fe и уменьшается доля Sr. На этом уровне положение железа соответствует его положению в последовательности расположения измеренных на поверхности подеция элементов в верхней части континентальной земной коры (см. табл. 2; Григорьев, 2003). Но последовательность расположения других элементов в земной коре существенно отличается от их места в рядах, относящихся к поверхности *C. rangiferina.* Последовательность долей элементов для земной коры начинают кремний (Si) и алюминий (Al), а заканчивают свинец (Pb) и мышьяк (As), тогда как на поверхности подециев Al не входит в первую шестерку элементов, а Pb, наоборот, входит в первую пятерку, и в средней части этот элемент располагается на втором месте (см. табл. 2). Положение As на всех высотных уровнях подециев стабильное в середине рядов. И мышьяк, и свинец на всех высотных уровнях подециев *C. rangiferina* выделяются самыми высокими величинами фактора обогащения (см. табл. 1). Относительно высокие значения этого показателя у P, Co, Ni, Cu и Zn (см. табл. 1). Практически все они располагаются в конце ряда последовательности доли элементов в земной коре (см. табл. 2).

Таблица 2. Последовательность расположения средних долей (по убыванию) элементов на поверхностях верхней, средней и нижней частей подециев *C. rangiferina* и в верхней части континентальной земной коры (кора)

Table 2. The mean proportion arrangement sequence (descending) elements on the upper, middle and lower parts of C. rangiferina podetia surfaces and in the upper continental crust (crust)

Верх Upper	Ca > K > Mg, Si > Pb > Sr > S > Al > Cl > Fe > Zn > P, As > Cu > Mn, Ni > Ti, Co, Ba > V, Cr
Середина Middle	Ca > Pb > Si > K > Mg > Sr > Fe > Cl > Al, S, Zn > As > Cu > P > Mn > Ni, Ba > Co > Ti, V, Cr
Низ Lower	Ca > Si > Fe > Pb > Mg > K > Al > Sr > S, Cl, Zn > As > P, Ti, Mn, Cu > Co, Ni, Ba > V, Cr
Кора Crust	Si > Al > Fe > Ca > K > Mg > Mn >Ti > Cl > S > Mn >P > Ba > Sr > Cr > V > Zn > Ni > Cu > Co, Pb > As

При высоком числе измерений на каждом высотном уровне (50) изменчивость величин долей элементов на поверхности подециев очень велика, о чем свидетельствуют значительные величины коэффициентов вариации. Только у Cu и Zn этот показатель 32 % и менее, а у трети элементов коэффициент вариации превышает 100 (см. табл. 1).

Доля ряда элементов на поверхностях разных частей подециев *C. rangiferina* неодинакова (см. табл. 1). Достоверность различий между количественными показателями долей элементов на поверхностях с разных высотных уровней подециев оценивали критерием Стьюдена t для $p \leq 0.05$. Между верхней и средней частями подециев выявлены значимые различия значений для Al, P, S, Cl, Ca, Ti, Mn, Fe, Sr и суммарной доли, причем доли Al, P, S, Cl, Ti были выше на поверхности верхней части подециев. Между верхней и нижней частями обнаружены значимые различия величин для Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, Cr, Mn, Fe, Co и суммарной доли. Значения P, S, Cl, K были выше на поверхности также верхней части подециев. Между средней и нижней частями различия значимы для Al, Si, Ca, Ti, Mn, Fe, Cu, Zn и суммарной доли. У всех них

количественные показатели были выше в нижней части подециев.

Значимые ($p \leq 0.05$) величины коэффициента корреляции Пирсона между долями элементов на поверхности верхней части подециев зафиксированы в 117 случаях, из них 75 положительные. Наибольшее число значимых положительных значений здесь имеет Fe, а отрицательных – Si (табл. 3), но максимальная величина коэффициента 0.63 здесь между Ca и Ti, а минимальная (-0.70) – между As и Pb. На поверхности средней части подециев значимых величин коэффициента корреляции 141, из которых 83 положительные. На этом высотном уровне наибольшее число значимых положительных значений имеет Ni, отрицательных – вновь Si (см. табл. 3). Максимальная величина коэффициента 0.51 здесь между Ni и Zn, а минимальная (-0.58), как и в верхней части, между As и Pb. На поверхности нижней части подециев значимых величин коэффициента корреляции 135, из которых 94 положительные. Здесь наибольшее число значимых положительных значений, как и в верхней части, имеет Fe, а отрицательных – Mn (см. табл. 3). Максимальная положительная величина коэффициента 0.75 между долями Al и Si, а минимальная (-0.53) – вновь между As и Pb.

Таблица 3. Элементы со значимыми ($p \leq 0.05$) положительными и отрицательными величинами коэффициента корреляции Пирсона между их долями (%) на поверхностях верхней, средней и нижней частей подециев *C. rangiferina* (n = 50)

Table 3. Chemical elements with significant ($p \leq 0.05$) positive and negative values of the Pearson correlation coefficient between their proportion (%) on the surfaces of upper, middle and lower parts of *C. rangiferina* podetia (n = 50)

Элемент Element	Часть подеция Parts	Положительные с Positive with	Отрицательные с Negative with
Mg	верх upper	Al	Si, Mn, Co, Cu, As, Sr
	середина middle	–	Cl, Cr, Zn, As
	низ lower	Fe, Pb	–
Al	верх upper	Mg, Si, Ca, Ti, Cr, Fe	Ni, Cu
	середина middle	S	Sr
	низ lower	Si, S, K, Ti, Fe	Ca, Mn, Zn, As
Si	верх upper	Al, Ti, Fe	Mg, S, K, Ni, Zn, Sr, Pb
	середина middle	As	Ca, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Pb
	низ lower	Al, S, Cl, K, Ti, Fe, Ba	Ca, Mn, Zn
P	верх upper	S, Cl	Ni, Pb
	середина middle	S, Cl, Ni	Cr
	низ lower	S, V, Ni, Cu, Sr, Ba, Pb	–
S	верх upper	P, Cl, Zn, Sr	Si, As
	середина middle	Al, P, Mn, Co	–
	низ lower	Al, Si, P, Cl, K, Sr	–
Cl	верх upper	P, S, Co	–
	середина middle	P, Ni, Sr	Mn, K
	низ lower	Si, S, K, Ti, Fe	Mn, As
K	верх upper	Fe, Ni, Cu	Si
	середина middle	Cr	Cl, Zn, As
	низ lower	Al, Si, S, Cl, Ti, Fe, Ba	Ca, Cr, Mn, Zn, Sr
Ca	верх upper	Al, Ti, Cr, Mn, Fe, Zn	–

	середина middle	Mn, Fe, Cu, Zn, Ba, Pb	Si, Ti, As
	низ lower	Ni, Zn	Al, Si, K, Ti, Fe
Ti	верх upper	Al, Si, Ca, Fe	Ni, Pb
	середина middle	–	Ca, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Ba
	низ lower	Al, Si, Cl, K, Fe	Ca, Mn, Sr
V	верх upper	Cu	–
	середина middle	Ni, Ba, Pb	Cr, As
	низ lower	P, Mn, Ba	–
Cr	верх upper	Al, Ca, Fe	-
	середина middle	K, Fe, Co	Mg, P, V
	низ lower	Co, Zn	K, Ba
Mn	верх upper	Ca, Fe, Cu, Sr	Mg
	середина middle	S, Ca, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ba	Si, Ti
	низ lower	V	Al, Si, Cl, K, Ti, Fe
Fe	верх upper	Al, Si, K, Ca, Ti, Cr, Mn, Zn	S
	середина middle	Ca, Cr, Mn, Co, Ni, Zn, Pb	Si, As
	низ lower	Mg, Al, Si, Cl, K, Ti, Cu, Pb	Ca, Mn
Co	верх upper	Cl, Zn	Mg
	середина middle	S, Cr, Mn, Fe, Cu, Zn, Sr	Si, Ti
	низ lower	Cr, Cu, Zn	–
Ni	верх upper	K, Sr	Al, Si, P, Ti
	середина middle	P, Cl, V, Mn, Fe, Cu, Zn, Ba, Pb	Si, Ti
	низ lower	P, Ca, Zn, Sr, Pb	–
Cu	верх upper	K, V, Mn, Ba, Pb	Mg, Al
	середина middle	Ca, Mn, Co, Ni, Zn, Ba, Pb	Si, Ti
	низ lower	P, Fe, Co, Zn, As	–
Zn	верх upper	S, Ca, Fe, Co, Sr, Ba	Si
	середина middle	Mn, Fe, Co, Ni, Cu	Mg, Si, K, Ti
	низ lower	Ca, Cr, Co, Ni, Cu, Sr	Al, Si, K
As	верх upper	–	Mg, S, Ba, Pb
	середина middle	Si	Mg, K, Ca, V, Fe, Pb
	низ lower	Cu	Al, Cl, Pb
Sr	верх upper	S, Mn, Ni, Zn, Ba, Pb	Mg, Si
	середина middle	Cl, Co	Al
	низ lower	P, S, Ni, Zn, Pb	K, Ti
Ba	верх upper	Cu, Zn, Sr, Pb	As
	середина middle	Ca, V, Mn, Ni, Cu	Ti
	низ lower	Si, P, K, V	Cr
Pb	верх upper	Cu, Sr, Ba	Si, P, Ti, As

середина middle	Ca, V, Fe, Ni, Cu	Si, As
низ lower	Mg, P, Fe, Ni, Sr	As

Обсуждение

Впервые приводятся количественные сведения о распределении 21 элемента на поверхности разных частей подециев напочвенного кустистого лишайника *C. rangiferina.* Последовательность расположения по убыванию долей (%) элементов на поверхности подециев лишайника с Баргузинского хребта отличается от аналогичного показателя для верхней части континентальной земной коры (см. табл. 2). Имеются определенные различия и с соотношением совпадающих с нашими данными элементов в телах того же вида из заповедных территорий США, в которых последовательность расположения по убыванию концентрации элементов выглядит как K > Ca > P > S > Fe > Al > Mg > Mn > Zn > Pb > Cu > Ni > Cr (Bennett, 2008), хотя Ni и Cr, как и на поверхности лишайника с Баргузинского хребта, также находятся в конце ряда, соответствующего той или иной высоте подеция (см. табл. 2). Обращает на себя внимание, что в измеренных нами образцах мышьяк (As) и, особенно, свинец (Pb), в сравнении с земной корой, на всех высотных уровнях находятся ближе к началу рядов последовательностей по убыванию (см. табл. 2). И именно у этих элементов наиболее высокие значения фактора обогащения (EF_{Ti}) на поверхностях всех частей подециев (см. табл. 1). Повышенные величины EF_{Ti} также у P, Co, Ni, Cu, Zn. Подобный показатель элементов обычно интерпретируют как дополнительное поступление таких элементов от источников загрязнения (Garty, 2001; Osyczka et al., 2016). Поскольку в радиусе около 100 км от места сбора измеренных нами лишайников такие источники отсутствовали, можно предполагать, что высокие величины EF_{Ti} у названных выше элементов обусловлены дальним переносом выбросов Байкальского целлюлозно-бумажного комбината в Бурятии или предприятий, расположенных западнее озера Байкал в Иркутской области. Нельзя исключать и то, что высокие величина EF_{Ti} в месте сбора лишайников свидетельствуют о возможном залегании здесь полиметаллических руд (Брукс, 1986; Ковалевский, 1991; Сает и др., 1990). У всех элементов величина EF_{Ti} наиболее высокая на поверхности средней части подециев и наименьшая – в нижней

(см. табл. 1).

Величина суммарной доли обнаруженных на поверхностях подециев элементов и вносящих в нее основной вклад Ca, Si, Fe, а также Ti, Cr, Mn, Co, Cu, Ba увеличивается с удалением от верхушки подециев к их нижней части, тогда как величины долей P, S, Cl, K значимо выше на поверхности верхней части подециев (см. табл. 1). Между величинами долей Mg, V, Ni, As, Pb с разных высотных уровней статистически значимых различий не обнаружено. Поскольку сведения о распределении элементов на поверхности разных частей кустистых лишайников нам не доступны, мы вынуждены сравнивать наши результаты с данными о концентрации элементов в телах разных частей подециев представителей видов рода *Cladonia*, четко представляя различия между механизмами поступления элементов на поверхность подециев и в их тела (обзоры см.: Бязров, 2002, 2005). В Венгрии в 27 км южнее города Будапешта после 10 недель экспонирования вида *C. furcata* концентрации большинства элементов (Al, Fe, Co, Cr, Cu, Mn, Pb, Ti), как и сумма элементов, были значимо выше в массе нижних частей подециев, и только концентрация K в массе верхней части подециев на 23 % превышала этот показатель для нижней части (Tuba et al., 1994). У лишайников *C. cariosa, C. pyxidata, C. rei*, собранных в Польше с территорий, где прежде добывали и перерабатывали цинк и свинец, концентрации Zn, Pb, Cd, As, Cu (другие элементы не измеряли) были значимо выше в массе также нижних частей подециев (Osyczka et al., 2016).

Гораздо больше сведений о вертикальном градиенте распределения радионуклидов в подециях ягельных лишайников, являющихся частью пищевой цепи «лишайник → олень → человек» (обзор см.: Бязров, 2005). В Российской Арктике в конце 1964 г. активность ^{137}Cs в массе верхней части подециев ягельных лишайников была почти в 5 раз выше, чем в нижней; в то же время распределение ^{90}Sr, ^{210}Pb, ^{210}Po по высоте тех же лишайников было относительно равномерным. Эксперименты подтвердили натурные наблюдения. После погружения в водные растворы с ^{137}Cs и ^{90}Sr талломов кустистого лишайника *C. rangiferina* радиоцезий в основном накапливался в верхушечных, наиболее молодых, частях слоевища, а в нижних, самых старых, частях содержание этого изотопа составляло лишь 5 % от его содержание в верхушечных частях, тогда как содержание радиостронция во всех частях слоевища было примерно одинаковым. Измерение активностей тех же радионуклидов в разных по высоте кустика частях слоевищ *C. rangiferina*, собранных зимой 1964/65 г. в тундре, дало сходные результаты: отношение активностей ^{137}Cs:^{90}Sr в 1-см отрезках от вершины до основания было 10; 6.1; 4.5; 3.2 (Nevstrueva et al., 1967), что свидетельствует о более высокой подвижности ^{90}Sr в сравнении с ^{137}Cs. Разная степень подвижности в телах лишайников установлена и для других радиоизотопов (обзор см.: Бязров, 2005).

Наблюдаемые количественные различия в распределении отдельных радионуклидов, например ^{137}Cs, связывают с морфологией конкретных особей – чем плотнее, компактнее верхушечная часть растений, тем меньше ^{137}Cs в нижних частях подециев ягельных лишайников. Такое объяснение создает впечатление, что плотная компактная верхушечная часть механически препятствует проникновению некоторых радионуклидов в нижележащие слои лишайникового покрова. Но не всех, поскольку некоторые радиоизотопы (^{90}Sr, ^{210}Pb, ^{210}Po и др.) распределены по высоте подециев кладоний либо равномерно, либо больше в нижней их части. Радионуклиды, в зависимости от глубины их проникновения в покров ягельных лишайников, ранжируют следующим образом: ^{144}Ce > ^{95}Zr > ^{137}Cs > ^{106}Ru > ^{155}Eu > ^{210}Pb > ^{99}Tc > ^{238}Pu > ^{125}Sb > ^{239,240}Pu, т. е. в этом ряду наименее подвижен радиоцерий (Holm, Rioseco, 1987). Подобное ранжирование после накопления достаточных данных, вероятно, можно будет установить и для стабильных изотопов, поскольку наши результаты свидетельствуют, что ряд элементов (P, S, Cl, K) сконцентрированы на поверхности верхушечных частей подециев.

Известно, что ^{137}Cs является химическим аналогом стабильного K, и в биогеохимическом обмене, в том числе и в тканях живых организмов, первый может занять место второго. Поэтому интересно, что как K на поверхности подециев наших образцов, так и ^{137}Cs из глобальных выпадений после ядерных испытаний в середине XX века имеют более высокие количественные показатели в верхней части ягельного лишайника, а Ca, химический аналог ^{90}Sr, – в нижней части подециев. Как и приведенное ранее отношение ^{137}Cs:^{90}Sr в разных по высоте частях *C. rangiferina* из тундры, отношение K:Ca на поверхности измеренных нами подециев из Бурятии последовательно уменьшается от верхушки к основанию (0.49; 0.17; 0.08).

Полагают, что значимые ($p \leq 0.05$) величины коэффициента корреляции Пирсона между количественными показателями элементов в телах лишайников указывают на общий источник поступления таких элементов (Adamo et al., 2003; Garty, 2001). В нашем случае (см. табл. 3), вероятно, Mg, Al, Si, K, Ca, Cr, Mn, Fe попали на поверхность подециев с поверхности почвы. Другой общий источник у P и S, между величинами долей которых на поверхности всех трех высотных уровней подециев *C. rangiferina* значения коэффициента корреляции ($p \leq 0.05$) положительные, а отрицательные его значения на всех уровнях выявлены между долями Si и Zn, а также между As и Pb, причем у последней пары, судя по приведенным ранее величинам коэффициента, среди выявленных элементов наиболее высокая степень антагонизма на всех уровнях. А в Тибете между количественными показателями этих элементов в слоевищах лишайников связь очень высокая ($p \leq 0.01$) (Shao et al., 2016). В верхушечной части только у As не обнаружено значимых положительных величин коэффициента, в средней части – у Mg, Ti. В нижней части у всех элементов в той или иной степени были значимые положительные показатели коэффициента. Значимые отрицательные величины коэффициента корреляции в верхушечной части подециев не показали Cl, Ca, V, Fe; в нижней – Mg, P, S, V, Co, Cu; в средней части такие элементы отсутствовали.

Заключение

Результаты исследования свидетельствуют, что не разрушающая образец микрорентгеновская флуоресцентная спектроскопия позволяет получать количественные и качественные сведения о составе, соотношении химических элементов и их распределении на поверхности подециев напочвенного ягельного лишайника *C. rangiferina*. Величины долей большинства измеренных нами элементов выше на поверхности нижней части подециев, старшей по возрасту, в сравнении с верхушечной. Однако выявлены элементы, доля которых больше на поверхностях верхушечной части подециев. Эти данные в целом соответствуют характеру распределения стабильных и радиоактивных изотопов в массе подециев как ягельных, так и других видов лишайников рода *Cladonia*, установленному исследователями, использовавшими инструментарий, требующий разрушения образца при его подготовке для измерения.

Соотношение выявленных химических элементов на поверхностях *C. rangiferina* отличается от их соотношения в верхней части континентальной земной коры. Вероятно, это связано как с региональными особенностями, так и свойствами биологического субстрата, каковым для элементов является поверхность лишайника. Очень высокие величины фактора обогащения у As, Pb и повышенные у P, Co, Ni, Cu, Zn дают основание предполагать, что часть их количества поступила в место сбора лишайников либо в результате дальнего переноса выбросов предприятий Бурятии и Иркутской области, либо вблизи имеется месторождение полиметаллической руды.

Использование микрорентгенофлуоресцентного спектрометра упростило пробоподготовку и значительно снизило затраты времени на измерение. Исследованные подеции *C. rangiferina* остались неповрежденными, и они могут быть использованы для выяснения других особенностей распределения элементов в слоевище, в том числе и в их массе.

Уместно предупредить, что при рассмотрении представленных здесь данных

следует иметь в виду, что химические элементы, размер частиц которых был менее 20 µm, использованный нами спектрометр количественно не фиксировал, поэтому ряд элементов на поверхности подециев, вероятно, остались неучтенными.

Результаты исследования подтверждают высказанные ранее рекомендации (Бязров, 2002, 2005; Бязров, Пельгунова, 2013), что при использовании лишайников в сравнительных исследованиях как акцепторов элементов и соединений для измерения необходимо ориентироваться на слоевища одного возраста, поскольку наблюдаются количественные различия между элементами в молодых (верхушечных) и более старых (нижних) частях слоевищ кустистых лишайников.

Библиография

Андреев В. Н. Прирост кормовых лишайников и приемы его регулирования // Труды Ботанического института АН СССР. Сер. 3. Геоботаника. 1954. Вып. 9. С. 11–74.

Брукс Р. Р. Биологические методы поиска полезных ископаемых . М.: Недра, 1986. 311 с.

Бязров Л. Г. Лишайники – индикаторы радиоактивного загрязнения . М.: КМК, 2005. 476 с.

Бязров Л. Г. Лишайники в экологическом мониторинге . М.: Научный мир, 2002. 336 с.

Бязров Л. Г., Пельгунова Л. А. Оценка соотношения некоторых элементов и их распределения на поверхности слоевища лихенизированного гриба *Xanthoria parietina* (L.) Th. Fr. не разрушающим образец микрорентгенофлуоресцентным спектрометром (µ-РФС) M4 Tornado // Принципы экологии. 2013. Т. 2. № 3. С. 37–52. URL: http://ecopri.ru (дата обращения 15.05.2014).

Бязров Л. Г., Пельгунова Л. А. Концентрация свинца (Pb) в слоевищах лишайника *Xanthoria parietina* с разных участков присоединенной в 2012 г. к Москве территории // Бюллетень Московского общества испытателей природы. Отд. биол. 2015а. Т. 120. Вып. 2. С. 49–57.

Бязров Л. Г., Пельгунова Л. А. Микрорентгенофлуоресцентная спектрометрия содержания химических элементов на поверхностях вегетативных частей и плодовых органов лихенизированных грибов семейства *Teloschistaceae* // Журнал прикладной спектроскопии. 2015б. Т. 82. С. 883–887.

Бязров Л. Г., Пельгунова Л. А. Об аккумулировании элементов на поверхностях вегетативного тела и плодовых органов (апотециев) лихенизированного гриба *Xanthoria parietina* // Современная микология в России: Материалы III Международного микологического форума. М.: Нац. акад. микологии, 2015в. Т. 4. С. 334–336.

Бязров Л. Г., Пельгунова Л. А. Пространственное распределение концентрации ряда элементов в слоевищах лишайника *Xanthoria parietina* на присоединенной в 2012 году к Москве территории // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. 2015г. Т. 25. С. 123–144.

Бязров Л. Г., Пельгунова Л. А. Состав и соотношение элементов на поверхности корковых лишайников с опытного поля бывшего Семипалатинского испытательного полигона и из города Курчатов (Республика Казахстан) // Аридные экосистемы. 2015д. Т. 21. № 2 (63). С. 62–70.

Голубкова Н. С., Бязров Л. Г. Жизненные формы лишайников и лихеносинузии // Ботанический журнал. 1989. Т. 74. С. 794–805.

Григорьев Н. А. Среднее содержание химических элементов в горных породах, слагающих верхнюю часть континентальной коры // Геохимия. 2003. № 7. С. 785–792.

Ковалевский А. Л. Биогеохимия растений . Новосибирск: Наука, 1991. 294 с.

Михайлова И. Н., Кшнясев И. А. Содержание тяжелых металлов в талломах лишайника *Hypogymnia physodes*: источники гетерогенности // Сибирский экологический журнал. 2012. № 3. С. 423–428.

Михайлова И. Н., Шарунова И. П. Динамика аккумуляции тяжелых металлов в талломах эпифитного лишайника *Hypogymnia physodes* // Экология. 2008. № 5. С. 366–372.

Общероссийский классификатор ингредиентов выбросов вредных веществ . URL: http://citysoft.mosmap.ru/ClassIng/ClassIng.htm (дата обращения 15.02.2016).

Сает Ю. Е., Ревич Б. А., Янин Е. П., Смирнова Р. С., Башаркевич И. Л., Онищенко Т. Л., Павлова Л. Н., Трефилова Н. Я., Ачкасов А. И., Саркисян С. Ш. Геохимия окружающей среды . М.: Недра, 1990. 335 с.

Aastrup P., Riget F., Dietz R., Asmund G. Lead, zinc, cadmium, mercury, selenium and copper in Greenland caribou and reindeer (*Rangifer tarandus*) // The Science of the Total Environment. 2000. Vol. 245. P. 149–159.

Adamo P., Giordano S., Vingiani S., Cobianchi R.C., Violante P. Trace element accumulation by moss and lichen exposed in bags in the city of Naples (Italy) // Environmental Pollution. 2003. Vol. 122. P. 91–103.

Backor M., Kovacik J., Piovar J., Pisani T., Loppi S. Physiological aspects of cadmium and nickel toxicity in the lichens *Peltigera rufescens* and *Cladina arbuscula* subsp. *mitis* // Water Air Soil Pollut. 2010. Vol. 207. P. 253–262. doi: 10.1007/s11270-009-0133-6.

Bargagli R., Iosco F. P., D'Amato M. L. Zonation of trace metal accumulation in three species of epiphytic lichens belonging to the genus *Parmelia* // Cryptogamie, Bryologie, Lichenologie. 1987. Vol. 8. P. 331–337.

Bennett J. P. Discrimination of lichen genera and species using element concentrations // Lichenologist. 2008. Vol. 40. P. 135–151. doi: 10.1017/S0024282908007445.

Bontempi E., Bertuzzi R., Ferretti E., Zucca M., Apostoli P., Tenini S., Depero L. E. Micro X-ray fluorescence as a potential technique to monitor in-situ air pollution // Microchim Acta. 2008. Vol. 161. P. 301–305. doi: 10.1007/s00604-007-0903-z.

Courtois R., Ouellet J. P., Breton L., Gingras A., Dussault C. Effects of forest disturbance on density, space use, and mortality of woodland caribou // Ecoscience. 2007. Vol. 14. P. 491–498.

Ecoregions. World Wildlife Funds. 2001. URL: www.worldwildlife.org/ ecoregions/ ecoregions_ map. htm (дата обращения 23.06.2004).

Garty J. Biomonitoring atmospheric heavy metals with lichens: theory and application // Crit. Rev. Plant Sci. 2001. Vol. 20. P. 309–371. doi: 10.1080/20013591099254.

Holm E., Rioseco J. ^{99}Tc in the sub-arctic food chain lichen-reindeer-man // J. Environ. Radioact. 1987. Vol. 5. P. 343–357.

Kumar A., Singh N., Gaurav S. S. Bioremediation of metal contaminated sites by natural growing lichens found in hilly areas of Himachal Pradesh // Int. J. Curr. Res. 2012. Vol. 4. P. 167–168.

Loppi S., Nelli L., Ancora S., Bargagli R. Accumulation of trace elements in the peripheral and central parts of a foliose lichen thallus // Bryologist. 1997. Vol. 100. P. 251–253.

Nash T. H. Lichen Biology. 2nd ed. Cambridge: Cambridge University Press, 2008. 486 p.

Nevstrueva M. A., Ramzaev P. V., Moiseev A. A., Ibatullin M. S., Teplykh L. A. The nature o f ^{137}Cs and ^{90}Sr transport over the lichen-reindeer-man food chain // Radioecological concentration Processes: Proceedings of International Symposium held in Stockholm 25–29 April, 1966. Oxford: Pergamon Press, 1967. P. 209–215.

Nimis P. L., Andreussi S., Pittao E. The performance of two lichen species as bioaccumulators of trace metals // The Science of the Total Environment. 2001. Vol. 275. P. 43–51.

Osyczka P., Rola K., Jankowska K. Vertical concentration gradients of heavy metals in *Cladonia* lichens across different parts of thalli // Ecological Indicators. 2016. Vol. 61. P. 766–776. doi: 10.1016/j.ecolind.2015.10.028.

Purvis O. W., Williamson B. J., Spiro B., Udachin V., Mikhailova I. N., Dolgopolova A. Lichen monitoring as a potential tool in environmental forensics: case study of the Cu smelter and former mining town of Karabash. Russia // Pirrie D., Ruffell A., Dawson L. A. (eds.). Environmental and criminal geoforensics. Geological society. London, 2013. Special publications № 384. URL: http://dx.doi.org/10.1144/SP384.6 (дата обращения 29.02.2016).

Shao J. J., Shi J. B., Duo B., Liu C. B., Gao Y., Fu J. J., Yang R. Q., Cai Y., Jiang G. B. Trace metal profiles in mosses and lichens from the high-altitude Tibetan Plateau // RSC Advances. 2016. Vol. 6. P. 541–546. doi: 10.1039/c5ra21920e.

St. Clair S. B., St. Clair L. L., Mangelson N. F., Weber D. J. Influence of growth form on the accumulation of airborne copper by lichens // Atmos. Environ. 2002a. Vol. 36. P. 5637–5644.

St. Clair S. B., St. Clair L. L., Mangelson N. F., Weber D. J., Eggett D. L. Element accumulation patterns in foliose and fruticose lichens from rock and bark substrates in Arizona // Bryologist. 2002b. Vol. 105. P. 415–421.

Tuba Z., Csintalan Z., Nagy Z., Szente K., Takacs Z. Sampling of terricolous lichen and moss species for trace element analysis, with special reference to bioindication of air pollution // Markert B. (ed.). Environmental Sampling for Trace Analysis. VCH Verlagsgesellschaft mbH. Weinheim, 1994. P. 415–434.

Williamson B. J., Mikhailova I., Purvis O. W., Udachin V. SEM-EDX analysis in the source apportionment of particulate matter on *Hypogymnia physodes* lichen transplants around the Cu smelter and former mining town of Karabash, South Urals, Russia // The Science of the Total Environment. 2004. Vol. 322. P. 139–154. doi: 10.1016/j.scitotenv.2003.09.021.

Благодарности

Работа выполнена по плану НИР Лаборатории экологического мониторинга в регионах АЭС и биоиндикации Института проблем экологии и эволюции им. А. Н. Северцова РАН.

COMPOSITION AND RATIO OF THE CHEMICAL ELEMENTS ON THE SURFACES DIFFERENT BY HEIGHT OF REINDEER LICHEN PODETIA CLADONIA RANGIFERINA

BYAZROV Lev — *PhD, Institute of ecology & evolution RAS (119071 Moscow Leninsky av., 33), lev.biazrov@rambler.ru*

PEL Lyubov — *Institute of ecology & evolution RAS (119071 Moscow Leninsky av., 33), platon@sevin.ru*

Keywords:
Lichens, Cladonia rangiferina, surface of podetia, μ-XRF, composition of elements, distribution of elements, vertical gradient, 137Cs/90Sr, K/Ca, enrichment factor, Barguzinsky chain

Reviewer:
A. Pchelkin

Received on:
21 March 2016
Published on:
19 May 2016

Summary: In the paper the composition of 21 elements – Mg, Al, Si, P, S, Cl, K, Ca, Ti, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Sr, Ba, Pb – was compared in the upper, central, and lower parts of podetia surfaces of the reindeer lichen Cladonia rangiferina, sampled on the slope of Barguzinsky chain. For the measurement of the elements content (%), a sample-nondestructive μ-XRF spectrometer was used. It was stated that the share (%) of the most elements, except for Cu and Zn, was highly variable. The content of the elements on the surfaces differs significantly between the studied parts of C. rangiferina podetia: mean values of the content of P, S, Cl, and K were statistically higher on the surface of the upper part of podetia, while those of Al, Si, Ca, Ti, Cr, Mn, Fe, Cu, Zn, Co, and the total content – on the surface of the lower part of podetia. On all the parts of podetia very high value of the enrichment factor for As and Pb was established, and It was increased for P, Co, Ni, Cu, Zn.

научный электронный журнал ПРИНЦИПЫ ЭКОЛОГИИ

ПЕТРОЗАВОДСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ

https://ecopri.ru **https://petrsu.ru**

УДК 574.587:57.04(282.247.211)

СНИЖЕНИЕ ЧИСЛЕННОСТИ ГЛУБОКОВОДНОГО МАКРОЗООБЕНТОСА ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА В УСЛОВИЯХ МНОГОФАКТОРНОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ

КАЛИНКИНА Наталия Михайловна	*д. б. н., Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН (185030, г. Петрозаводск, пр. А. Невского, д. 50), cerioda@mail.ru*
СИДОРОВА Анастасия Ивановна	*к. б. н., Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН (185030, г. Петрозаводск, пр. А. Невского, д. 50), cerioda@mail.ru*
ПОЛЯКОВА Тамара Николаевна	*-, Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН (185030, г. Петрозаводск, пр. А. Невского, д. 50), cerioda@mail.ru*
БЕЛКИНА Наталья Александровна	*кандидат химических наук, Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН (185030, г. Петрозаводск, пр. А. Невского, д. 50), cerioda@mail.ru*
БЕРЕЗИНА Надежда Александровна	*кандидат биологических наук, Зоологический институт РАН (г. Санкт-Петербург, Университетская набережная), cerioda@mail.ru*
ЛИТВИНОВА Ирина Абрамовна	*-, Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН (185030, г. Петрозаводск, пр. А. Невского, д. 50), cerioda@mail.ru*

Ключевые слова: Онежское озеро, глубоководный бентос, донные отложения, трансформация сообществ, антропогенная нагрузка, биоинвазии

Рецензент: А. Е. Веселов

Получена: 12 апреля 2016 года

Подписана к печати: 20 июня 2016 года

Аннотация. В последнее десятилетие наблюдается сокращение показателей развития сообществ глубоководного макрозообентоса в Петрозаводской губе и сопредельном с ней центральном районе Онежского озера. Численность макрозообентоса снизалась в 6–7 раз, биомасса – в 2–4 раза. Одновременно в водоеме наблюдается изменение процессов седиментогенеза органического вещества, биогенных элементов, железа и марганца, что привело к увеличению концентраций железа и марганца в поверхностном слое донных осадков, в поровых водах содержание этих элементов составило 13 мг Fe/л и 7 мг Mn/л. Резкое возрастание содержания железа и марганца на дне можно рассматривать как возможный фактор угнетения макрозообентоса. Другой причиной снижения показателей развития бентоса является уменьшение антропогенной нагрузки, в результате чего в настоящее время в Петрозаводскую губу поступает в 3 раза меньше легкоокисляемого органического вещества, чем 10 лет назад. Рассмотрена третья возможная причина сокращения сообществ бентоса: вселение в Онежское озеро байкальской амфиподы Gmelinoides fasciatus, в результате чего произошло перераспределение потоков органического вещества из литоральной зоны в пелагическую и обеднение кормовой базы глубоководного бентоса.

© Петрозаводский государственный университет

Введение

В последние два десятилетия в различных географических регионах мира отмечается уменьшение продуктивности пресноводных экосистем. Этот процесс получил название «ре-олиготрофирование» (reoligotrophication – англ.) или олиготрофизация, что обозначает улучшение общей экологической ситуации, тенденцию к снижению трофического статуса водоема и возвращение к олиготрофному состоянию (Решетников, 2004).

Причины ре-олиготрофирования озер различны. Во многих случаях основным фактором является снижение антропогенной нагрузки на водоем, в том числе уменьшение количества фосфора, поступающего с водосборной территории. Олиготрофизация отмечена в настоящее время для Ладожского озера (Драбкова и др., 2006), Выгозерского водохранилища (Теканова и др., 2011), оз. Констанц (Tilzer et al., 1991; Straile, Geller, 1998) и других водоемов. Еще одной причиной снижения трофического статуса может быть вселение чужеродных видов. Так, в оз. Нарочь (Республика Беларусь) после вселения мощного моллюска-фильтратора (*Dreissena polymorpha*) заметно увеличилась прозрачность воды (Остапеня, 2007).

В последние 15 лет антропогенная нагрузка на экосистему Онежского озера заметно сократилась (Крупнейшие озера-водохранилища…, 2015). В этот же период отмечается снижение показателей развития глубоководного макрозообентоса Онежского озера. Например, в центральном районе озера за период 2005–2011 гг. численность макрозообентоса снизилась в два раза по сравнению с 2001–2003 годами (Полякова, 2015). Кроме того, за этот период в состав донных сообществ вошел новый вид-вселенец – байкальская амфипода *Gmelinoides fasciatus* Stebbing, ставший доминирующим видом на литорали Онежского озера (Сидорова, Калинкина, 2015). Является ли наблюдаемое снижение показателей развития бентоса признаком олиготрофизации озера или отражает новую фазу состояния водоема – подобных исследований до сих пор не проводилось.

Цель настоящей работы – рассмотреть возможные причины снижения численности биомассы глубоководного макрозообентоса в различных районах Онежского озера за последние 25 лет. В задачи входило изучение динамики количественных показателей макрозообентоса, проведение химического анализа

донных отложений в Петрозаводской губе и сопредельном с ней центральном районе Онежского озера с учетом изменения антропогенной нагрузки на Петрозаводскую губу, а также исследование спектра питания вселенца (*G. fasciatus*) и оценка его роли в процессах трансформации органического вещества литоральной зоны Онежского озера.

Материалы

Для изучения динамики состояния макробентоса Онежского озера была использована база данных по макробентосу № 2012620882 (Полякова, 2012). Кроме того, анализируемый массив данных включал результаты экспедиций 2014 и 2015 гг., организованных в рамках гранта РНФ № 14-17-00766 «Онежское озеро и его водосбор: история геологического развития, освоение человеком и современное состояние». Рассматривалась динамика общей численности макрозообентоса и его основных групп (Amphipoda, Oligochaeta, Chironomidae) за период 1988–2015 гг. Относительно подробные наблюдения на озере были начаты с 1988 г., поэтому именно этот год был выбран в качестве начального в анализируемом периоде. Для анализа из базы данных были использованы сведения по бентосу в Петрозаводской губе: данные по станции P2 с глубиной 26.7 м (координаты 61°48,49´N; 34°25,93´E) и станции P3 с глубиной 27.8 м (61°46,19´N; 34°31,91´E). Кроме того, были рассмотрены данные по центральному району озера, сопредельному с Петрозаводской губой, – станция C1 с глубиной 50 м (61°38,26´N; 35°28,06´E). Со станций P3 и C1 отбирали пробы донных отложений на физико-химический анализ.

Динамика антропогенной нагрузки на Петрозаводскую губу Онежского озера была проанализирована с использованием данных по статистической отчетности водопотребителей г. Петрозаводска за период 1988–2013 гг.

Методы

Пробы макрозообентоса были отобраны дночерпателем автоматическим коробчатым (площадь захвата 0.025 м^2) в соответствии со стандартными методами (Методические рекомендации..., 1984; Методические рекомендации.., 2005). Съемки в разные годы проводились в период с июня по сентябрь.

Отбор проб донных отложений для химического анализа производился в сентябре 2013 г. поршневой трубкой. Керн делился послойно и паковался в пластиковые пакеты. В донных отложениях *«in situ»* потенциометрическим методом определяли pH (стеклянный электрод) и Eh (Pt-электрод с добавкой медиатора Трилон-Б). В лаборатории во влажных донных отложениях определяли Fe и Mn. При этом использовали фотометрические методы с формальдоксимом (l = 450 nm) и о-фенантролином (l = 510 nm) после кипячения осадка с 1 N H_2SO_4 в течение 1 часа. В сухих пробах (после сушки при комнатной температуре) определяли C_{org} (окисление грунта с $K_2Cr_2O_7$ в растворе H_2SO_4), потерю при прокаливании (гравиметрический метод, T = 550 °C), азот (N_{tot}) и фосфор (P_{tot}) (титриметрический и фотометрический методы после окисления донных отложений в H_2SO_4 по Кьельдалю). Химические анализы выполнялись в лабораториях гидрохимии и гидрогеологии и палеолимнологии ИВПС КарНЦ РАН в соответствии с руководящими документами Министерства природных ресурсов и экологии Российской Федерации (Руководство…, 2009).

Для оценки роли бокоплава *Gmelinoides fasciatus* (байкальский вид, вселившийся в Онежское озеро) в процессах снижения численности глубоководного макрозообентоса изучали спектр питания вида-вселенца. В 2011 и 2012 гг. были отобраны пробы бентоса в литоральной зоне Онежского озера в Кондопожской губе, Прионежье (Пинь-губа), устье реки Водлы и Повенецком заливе. Состав пищи массовых видов амфипод исследовали с использованием микроскопического анализа содержимого кишечников отдельно группы I (длиной тела 4–6 мм), группы II (7–9 мм) и группы III (10–13 мм). Длина амфипод измерялась от основания антенн до основания тельсона. Кишечник осторожно извлекали из тела рачка, используя микроиглу и

пинцет, и расчленяли в капле глицерина на предметном стекле. Анализировали только рачков с заполненными кишечниками. Была рассчитана частота встречаемости (% от встречаемости в анализируемых кишечниках) основных типов пищи, а также массовое соотношение детрита, растений и беспозвоночных (Berezina, 2007).

При изучении связей между показателями использовали корреляционный анализ (Ивантер, Коросов, 2003). При оценке достоверности коэффициентов корреляции принимали уровень значимости, равный 0.05.

Результаты

Динамика численности и биомассы макрозообентоса в Петрозаводской губе и центральном районе Онежского озера

Динамика общей численности макрозообентоса на станции P2 представлена на рис. 1. Каждая точка на графике соответствует отдельному году. В случае, если в течение года были получены данные за несколько летних месяцев, такие наблюдения для каждого года были усреднены. Такой подход оправдан, поскольку в течение июня – сентября показатели глубоководного макрозообентоса варьируют слабо.

Оказалось, что в Петрозаводской губе Онежского озера на протяжении последних 28 лет показатели численности и биомассы бентоса заметно снижаются. По сравнению с 1988 г. общая численность в 2015 г. снизилась в 7 раз; в сравнении с 1991 г. – в 15 раз. Достоверный коэффициент корреляции между значениями года и общей численности составил –0.75.

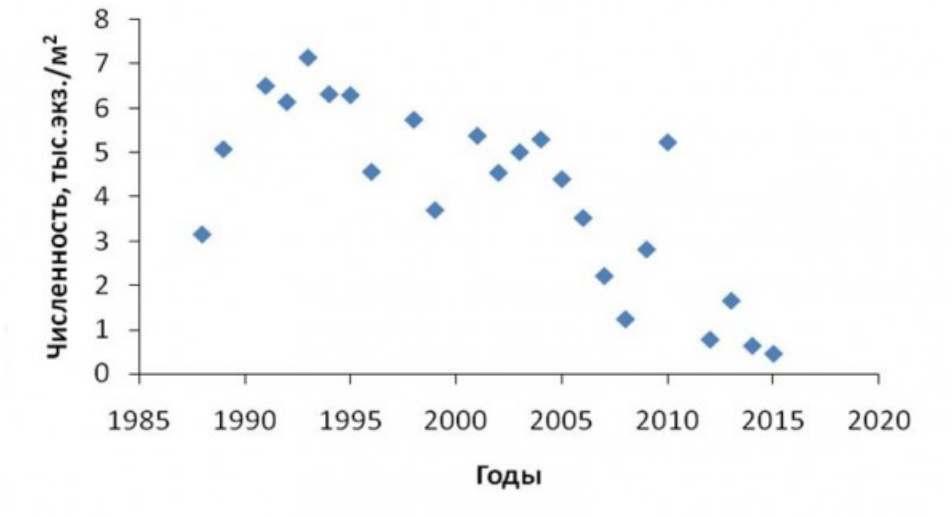

Рис. 1. Динамика общей численности макрозообентоса на станции P2 (Петрозаводская губа); по оси абсцисс – годы; по оси ординат – общая численность, тыс. экз./м^2

Fig. 1. The dynamics of the total benthos abundance at the station P2 (Petrozavodskaya Bay); on the abscissa – years; on the ordinate – total abundance, thousands of ind./m^2

Сходная тенденция наблюдается для биомассы бентоса. В 1988–2006 гг. этот показатель на станции P2 варьировал в пределах 3.1–7.1 г/м^2; в 2007–2015 гг. биомасса бентоса снизилась до 0.44–2.2 г/м^2.

Для выявления основных этапов динамики показателей бентоса исходные данные по общей численности были преобразованы методом скользящей средней (Коросов, 2007). На рис. 2 представлены расчетные значения численности, изменения которой можно рассмотреть как последовательность трех основных этапов.

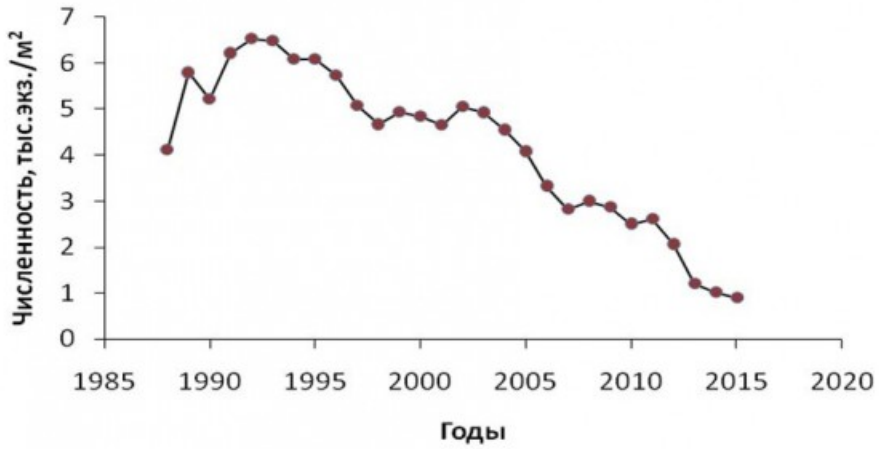

Рис. 2. Показатели общей численности бентоса, преобразованные методом скользящей средней; станция P2 (Петрозаводская губа); по оси абсцисс – годы; по оси ординат – общая численность, тыс. экз./м^2

Fig. 2. The parameters of the total benthos abundance calculated by the sliding average method; the station P2 (Petrozavodskaya Bay); on the abscissa – years; on the ordinate – total abundance, thousands of ind./m^2

Первая фаза в динамике численности наблюдается в течение 1988–1996 гг., когда за рассматриваемый период наблюдаются наибольшие показатели развития макробентоса. Вторая фаза приходится на 1997–2005 гг. В этот период отмечается начальное снижение общей численности. Наконец, в последние годы (2006–2015) происходит резкое снижение показателей бентоса.

Анализ динамики отдельных групп бентоса представлен на рис. 3. Данные по численности групп преобразованы методом скользящих средних.

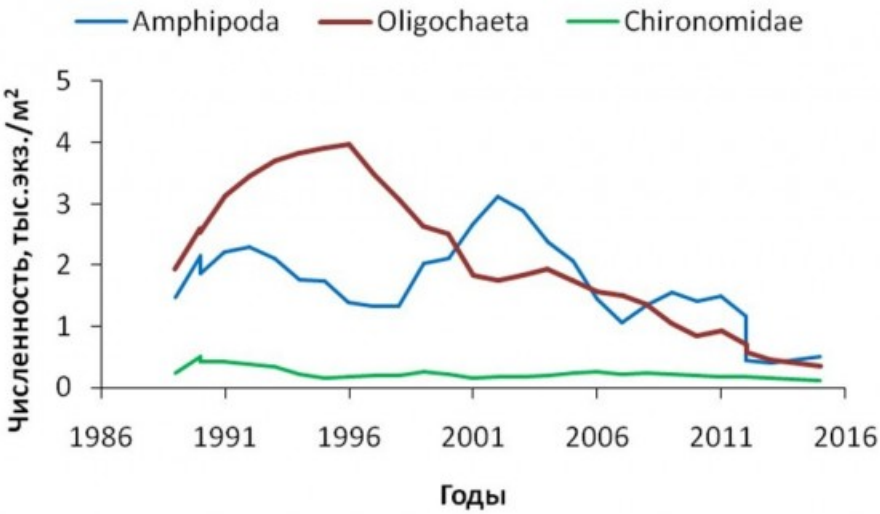

Рис. 3. Показатели численности, амфипод, олигохет и хирономид, преобразованные методом скользящей средней на станции P2 (Петрозаводская губа); по оси абсцисс – годы; по оси ординат – численность, тыс. экз./м^2

Fig. 3. The parameters of Amphipoda, Oligochaeta and Chironomidae abundance calculated by the sliding average method, at the station P2 (Petrozavodskaya Bay); on the abscissa – years; on the ordinate – total abundance, thousands of ind./m^2

Как оказалось, численность амфипод и олигохет снижается в течение

анализируемого периода, проявляя колебания в противофазе. Лишь в последние годы численность амфипод и олигохет снижается синхронно. Показатели развития хирономид, для которых характерна невысокая доля в численности и биомассе глубоководного бентоса Онежского озера, не проявляют какой-либо тенденции к изменению.

Подобный анализ был проведен для данных по макрозообентосу, собранных на станции Р3 в Петрозаводской губе, удаленной от станции Р2 на 10 км к югу. Оказалось, что на станции Р3 также происходит снижение общей численности макрозообентоса. Достоверный коэффициент корреляции между значениями года и численности бентоса составил –0.6.

На рис. 4 представлены данные по общей численности бентоса на станции Р3, преобразованные методом скользящей средней.

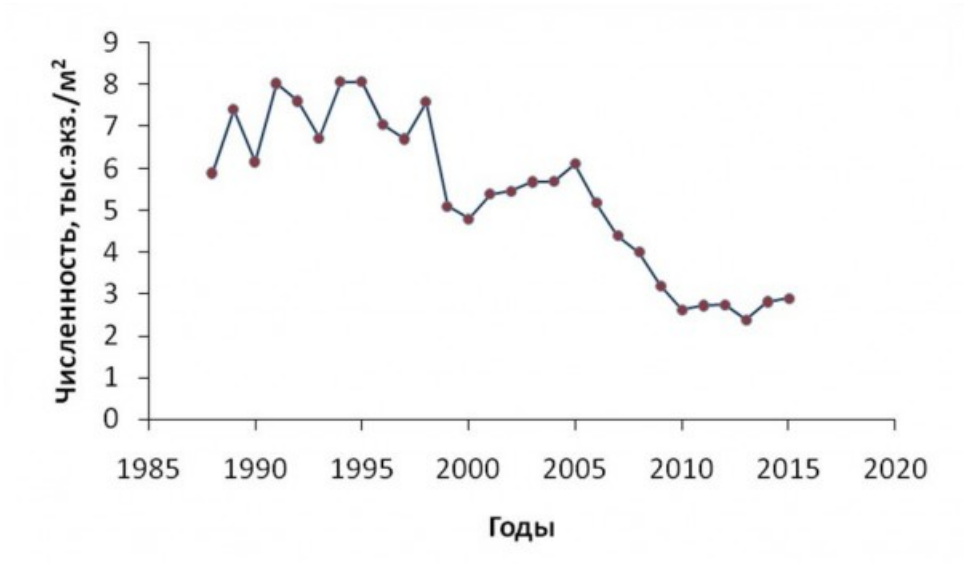

Рис. 4. Показатели общей численности бентоса, преобразованные методом скользящей средней; станция Р3 (Петрозаводская губа); по оси абсцисс – годы; по оси ординат – общая численность, тыс. экз./м^2

Fig. 4. The parameters of the total benthos abundance calculated by the sliding average method; the station P3 (Petrozavodskaya Bay); on the abscissa – years; on the ordinate – total abundance, thousands of ind./m^2

Здесь так же, как и на станции Р2, можно выделить три условных периода: наибольшая численность (1988–1996 гг.), относительное понижение показателя (1997–2005 гг.) и наименьшие показатели развития бентоса (2006–2015 гг.).

Что касается отдельных групп бентоса, то на станции Р3 наиболее отчетливо выражено снижение численности Oligochaeta (рис. 5). Реликтовые ракообразные (Amphipoda) сохраняют относительно постоянные показатели развития вплоть до 2005 г., затем отмечается резкое снижение их количества на дне. Показатели численности хирономид, как и на станции Р2, не проявляют каких-либо тенденций к изменению.

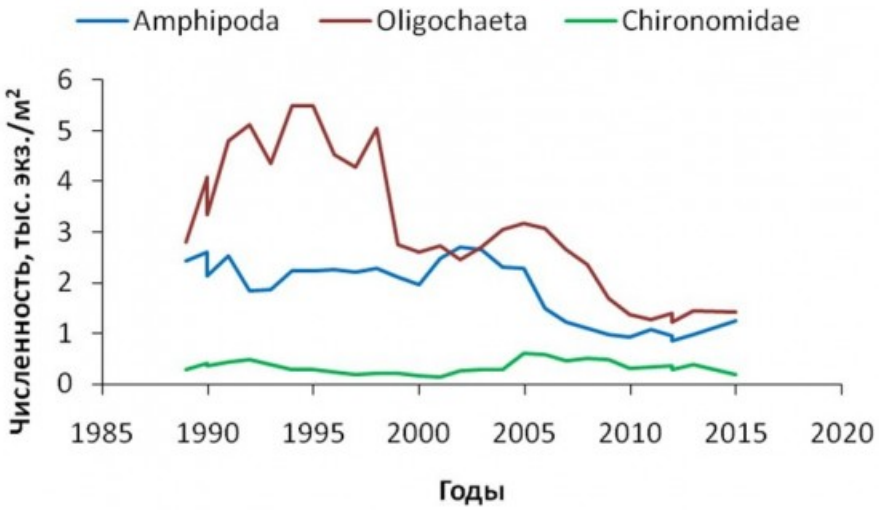

Рис. 5. Показатели численности амфипод, олигохет и хирономид, преобразованные методом скользящей средней на станции Р3 (Петрозаводская губа); по оси абсцисс – годы; по оси ординат – численность, тыс. экз./м^2

Fig. 5. The parameters of Amphipoda, Oligochaeta and Chironomidae abundance calculated by the sliding average method; the station P3 (Petrozavodskaya Bay); on the abscissa – years; on the ordinate – total abundance, thousands of ind./m^2

Для оценки достоверности наблюдаемых изменений в состоянии бентоса был применен однофакторный дисперсионный анализ (Ивантер, Коросов, 2003). При этом исходные данные по станциям Р2 и Р3 были объединены. Показатели общей численности объединенного массива данных были организованы в сезонном аспекте: для июня, июля, августа и сентября. Для трех сравниваемых периодов (1988–1996 гг., 1997–2005 гг. и 2006–2015 гг.) были сформированы выборки по средним, максимальным и минимальным значениям общей численности в каждый месяц вегетационного сезона.

На рис. 6 представлена сезонная динамика средних значений общей численности бентоса в Петрозаводской губе за три периода.

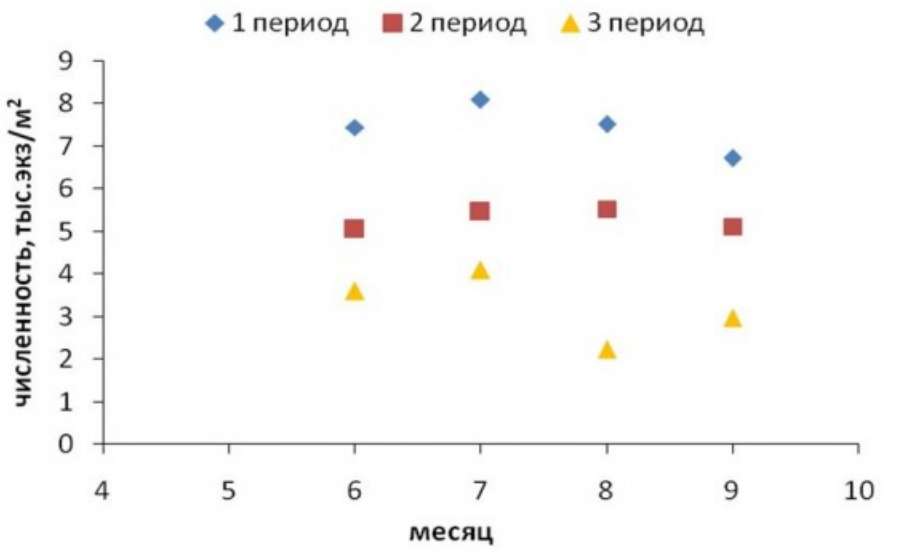

Рис. 6. Сезонная динамика средних значений общей численности бентоса в Петрозаводской губе за три периода: 1-й период – 1988–1996 гг., 2-й период – 1997-2005 гг., 3-й период – 2006–2014 гг.; по оси абсцисс – месяц; по оси ординат –

численность, тыс. экз./м^2

Fig. 6. The seasonal dynamics of the average value of total benthos abundance in Petrozavodskaya Bay during three periods: 1 – 1988-1996; 2 – 1997-2005; 3 – 2006-2014; on the abscissa – months; on the ordinate – total abundance, thousands of ind./m^2

Величина критерия Фишера (F = 52.2; Fst = 4.26, p = 0.01) свидетельствует о высокой достоверности наблюдаемого тренда в снижении показателей развития бентоса в Петрозаводской губе на протяжении 1988–2015 гг. (рис. 7).

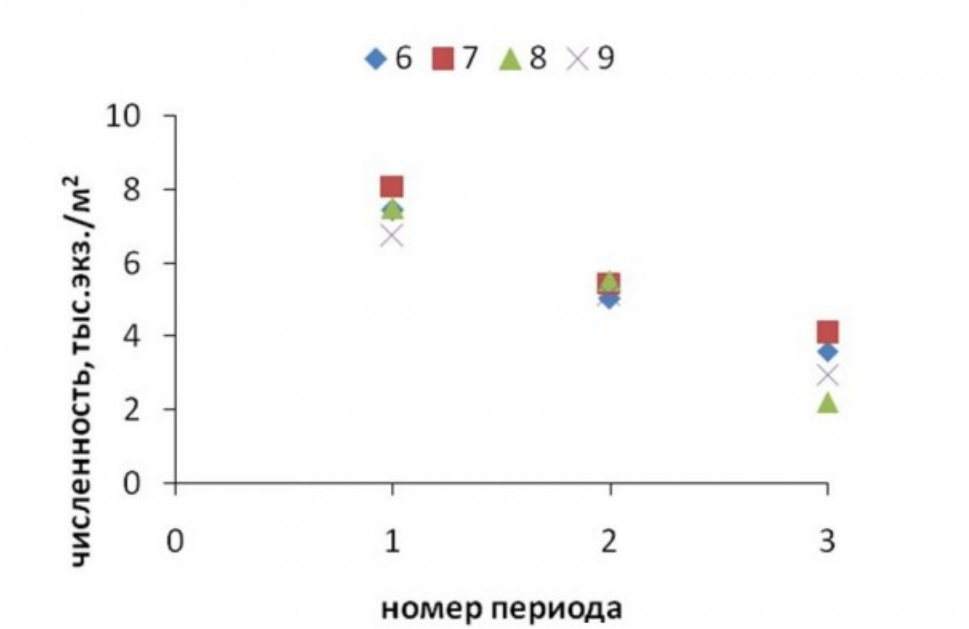

Рис. 7. Диапазоны сезонного изменения численности бентоса в Петрозаводской губе в разные периоды наблюдения; по оси абсцисс – номер периода (1 – период 1988–1996 гг., 2 – период 1997–2005 гг., 3 – период 2006–2014 гг.); по оси ординат – численность, тыс. экз./м^2; вверху рисунка: 6 – июнь, 7 – июль, 8 – август, 9 – сентябрь

Fig. 7. The ranges of seasonal benthos abundance changes in Petrozavodskaya Bay in different periods; on the abscissa – the number of period (1 – 1988–1996; 2 – 1997–2005; 3 – 2006-2014); on the ordinate – total abundance, thousands of ind./m^2; at the top of the figure: 6 – June; 7 – July; 8 – August; 9 – September

Достоверность тренда снижения численности бентоса была доказана с использованием дисперсионного анализа данных по максимальным значениям (величина критерия Фишера составила 57.1; p = 0.01) и минимальным значениям общей численности бентоса (F = 9.1; p = 0.05).

Представляло интерес проследить динамику показателей бентоса в центральном глубоководном районе Онежского озера, сопредельном с Петрозаводской губой. На станции С1 (глубина 50 м) регулярные наблюдения проводились начиная с 1993 г. Оказалось, что в центральном районе озера, как и в Петрозаводской губе, наблюдается направленное снижение показателей макрозообентоса. Достоверный коэффициент корреляции между значениями лет и показателями численности составил -0.7.

Динамика общей численности бентоса (данные преобразованы методом скользящей средней) в центральной части озера за период 1993–2015 гг. представлена на рис. 8.

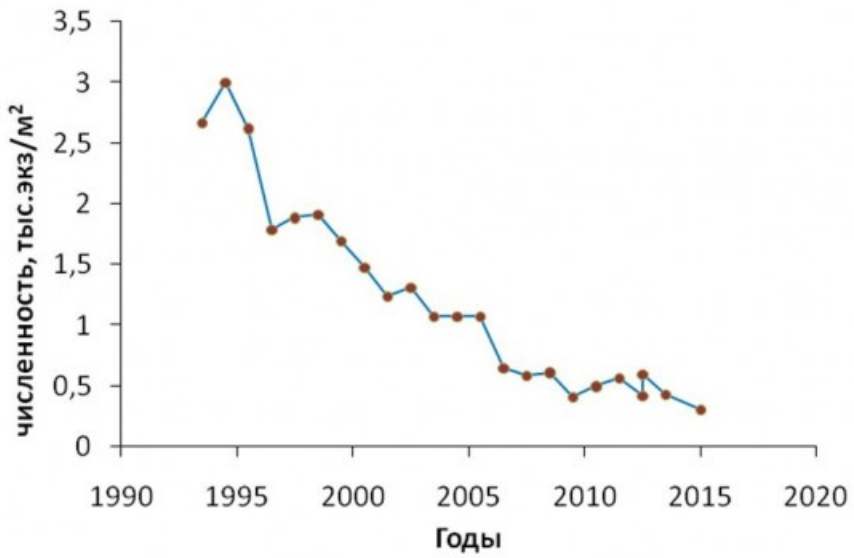

Рис. 8. Показатели общей численности бентоса, преобразованные методом скользящей средней; станция С1 (центральная часть Онежского озера); по оси абсцисс – годы; по оси ординат – общая численность, тыс. экз./м^2

Fig. 8. The parameters of the total benthos abundance calculated by the sliding average method; the station C1 (the central part of Onego Lake); on the abscissa – years; on the ordinate – total abundance, thousands of ind./m^2

Обращает внимание очень низкая численность бентоса в центре озера по сравнению с Петрозаводской губой (см. рис. 2, 4). Существенно большая численность бентоса в Петрозаводской губе (в 3–4 раза больше, чем в центре) связана с процессами эвтрофирования залива из-за поступления сточных вод г. Петрозаводска. Несмотря на различия в абсолютных значениях численности в центре и в заливе, тенденции снижения бентоса в разных районах совпадают.

Изменение показателей развития отдельных групп бентоса в центральном районе Онежского озера представлено на рис. 9. Как видно, в центральном районе для амфипод и олигохет отмечаются схожие тенденции с наблюдаемыми нами в Петрозаводской губе. Численность этих двух групп падает, причем в противофазе. Численность хирономид также снижается.

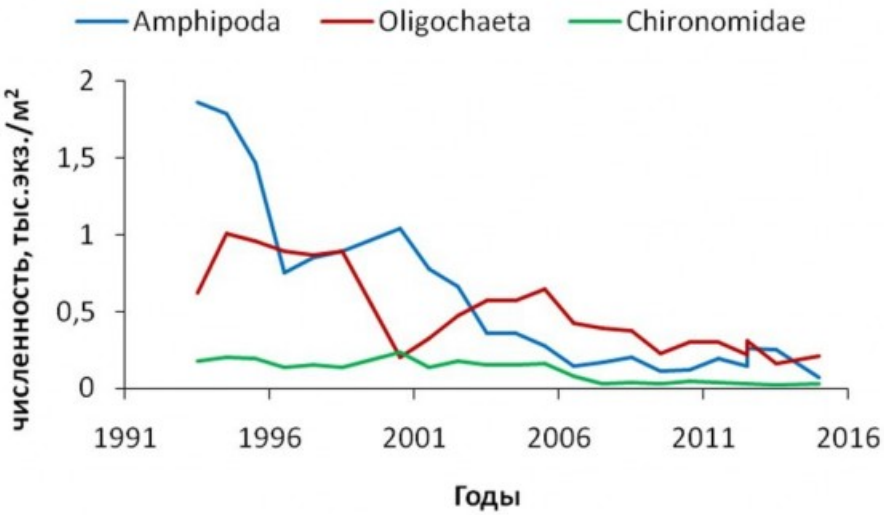

Рис. 9. Показатели численности амфипод, олигохет и хирономид, преобразованные методом скользящей средней; станция С1 (центральная часть Онежского озера); по оси абсцисс – годы; по оси ординат – численность, тыс. экз./м^2

Fig. 9. The parameters of Amphipoda, Oligochaeta and Chironomidae abundance calculated by the sliding average method; the station C1 (the central part of Onego Lake); on the abscissa – years; on the ordinate – total abundance, thousands of ind./m^2

Интегрально оценить состояние макрозообентоса позволяет расчет средневзвешенных показателей биомассы с учетом площадей участков дна на различных глубинах. Оценку суммарной биомассы донных сообществ (в пересчете на органический углерод) проводили по станциям наблюдений с последующим пересчетом на площадь основных изобат (табл. 1).

Таблица 1. Суммарная биомасса макробентоса (органический углерод, тонны) для различных глубин и участков Онежского озера

Период	Глубины	Петрозаводская губа	Центральный район
2001–2006 гг.*	5–10 м	34.2	1161.1
	10–30 м	524	9839.8
	более 30 м	–	14490.7
2007–2014 гг.	5–10 м	32.4	1704.3
	10–30 м	283.1	2332.2
	более 30 м	–	6582.6

Примечание: * – цит. по (Рябинкин, Полякова, 2008).

Расчеты, выполненные для периода 2007–2014 гг., сравнивали с литературными данными (Рябинкин, Полякова, 2008), где подобные вычисления были сделаны для 2001–2006 гг. Оказалось, что на глубинах 5–10 м в Петрозаводской губе и в центральном районе озера биомасса бентоса за 2007–2014 гг. соответствовала показателям 2001–2006 гг. Изменения наблюдаются в более глубоких районах озера. Так, в Петрозаводской губе на глубинах 10–30 м в 2001–2006 гг. суммарная биомасса бентоса составляла 524 тонны (в пересчете на органический углерод), в то время как в следующие 8 лет эта величина снизилась почти в 2 раза и составила 283 тонны (см. табл. 1). В центральном районе озера на глубинах 10–30 м биомасса снизилась в 4 раза (с 9840 до 2332 тонн), на глубинах более 30 м отмечалось 2-кратное снижение биомассы (с 14491 до 6583 тонн).

Таким образом, анализ результатов наблюдений за период 1988–2015 гг. позволил обнаружить достоверные тренды сокращения численности и биомассы глубоководного бентоса в различных районах Онежского озера. Для объяснения наблюдаемого явления были привлечены данные по химическому составу донных отложений, динамике антропогенной нагрузки на Петрозаводскую губу и оценке роли вида-вселенца (байкальской амфиподы *Gmelinoides fasciatus*) в процессах трансформации вещества и энергии в экосистеме Онежского озера.

Химический состав донных отложений в Петрозаводской губе и сопредельном центральном районе Онежского озера

Донные отложения исследуемых районов являются минеральными осадками, большую часть вещественного состава которых представляют кремний, железо и алюминий (Белкина, 2006, 2011). Органическое вещество и биогенные элементы обладают наибольшей изменчивостью в химическом составе осадков. Концентрационные профили показателей органического углерода ($C_{орг}$), потерь при прокаливании (П.П.П.), органического азота ($N_{орг}$), фосфора (P) отражают процесс его накопления и трансформации по мере захоронения в донных отложениях. Концентрация веществ в поверхностном слое близка к составу поступающей на дно

взвеси. Если условия седиментации не меняются, то по мере деструкции его содержание монотонно уменьшается с глубиной (Белкина, 2007; Белкина и др., 2012; Kulik et al., 2015).

Распределение химических показателей в колонке донных отложений, отобранных в Петрозаводской губе на станции Р3, представлено на рис. 10.

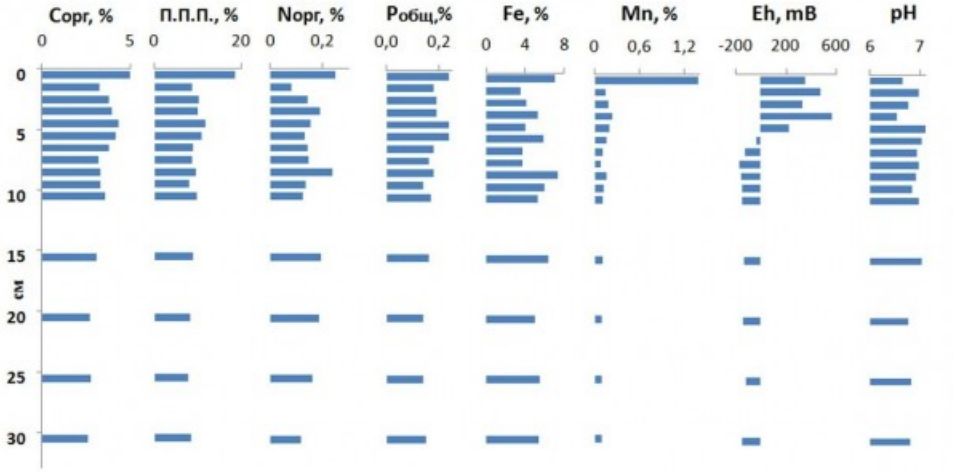

Рис. 10. Химический состав донных отложений Петрозаводской губы (ст. Р3); по оси абсцисс – химические показатели; по оси ординат – глубина колонки донных отложений, см

Fig. 10. Chemical composition of the bottom sediments in Petrozavodskaya Bay (station P3); on the abscissa – the chemical parameteres; on the ordinate – depth of sediment column, sm

Концентрационные профили показателей органических веществ в Петрозаводской губе не являются монотонно убывающими, что означает изменение процессов седиментогенеза в заливе. Локальный максимум концентрации органических веществ на глубине 5–6 см (содержание фосфора и органического углерода практически равно их содержанию в поверхностном слое) указывает, что поступление органических веществ в донные отложения значительно уменьшилось по сравнению с концом 1980-х – началом 1990-х годов. Неравномерный характер поступления органического вещества в донные отложения отражается на концентрационном профиле редокс-чувствительных элементов (Fe, Mn), вызывая их перераспределение вплоть до образования рудных прослоек на геохимическом барьере, которые при отсутствии восстановителя могут сохраняться в толще донных отложений длительное время. Если концентрационный профиль железа (чередование минимумов и максимумов) может быть объяснен колебаниями продукционных процессов в заливе, то возросшее в 10 раз содержание марганца в поверхностном слое по сравнению со средним значением по колонке только диагенетическими преобразованиями в осадке объяснить нельзя. Можно предположить, что накопление Mn связано с интенсивным выносом этого элемента с водосборной территории. Необходимо также отметить, что высокие концентрации марганца и железа в донных отложениях этой станции соответствуют высоким концентрациям растворенных форм этих элементов в поровых водах (13 мг Fe/л и 7 мг Mn/л).

Концентрационные профили показателей химического состава в колонке донных отложений центрального района Онежского озера (рис. 11) имеют сходные черты с их распределением в донных отложениях Петрозаводской губы. Обнаружен немонотонный характер распределения показателей органического вещества с локальным максимумом, соответствующим периоду 1980-х годов (слой 1–2 см), накопление фосфора, железа и марганца в зоне редокс-барьера на глубине 3–6 см, захоронение прослоек, обогащенных этими элементами, высокое содержание марганца, уменьшение поступления органического вещества в донные отложения в

настоящее время. Следовательно, можно сделать вывод о том, что в течение последних лет в донных отложениях Онежского озера происходят изменения химического состава осадков, связанные с изменениями в водоеме процессов седиментогенеза органического вещества, биогенных элементов, железа и марганца.

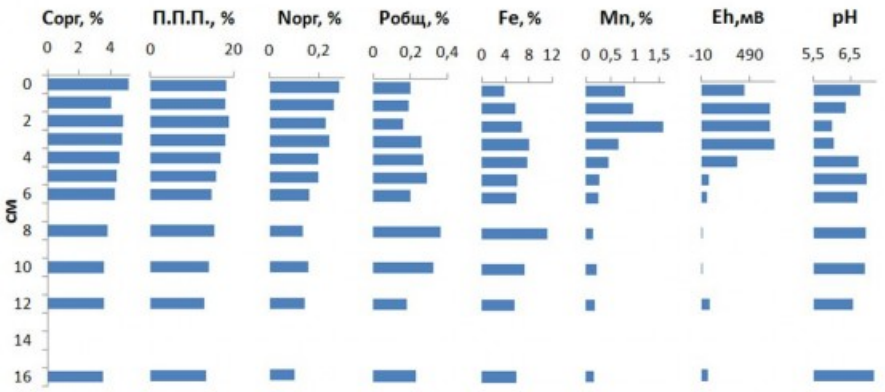

Рис. 11. Химический состав донных отложений центрального района Онежского озера (ст. С1); по оси абсцисс – химические показатели; по оси ординат – глубина колонки донных отложений, см

Fig. 11. Chemical composition of the bottom sediments in the central part of Onego Lake (station C1); on the abscissa – chemical parameteres; on the ordinate – depth of sediment column, sm

Резкое возрастание содержания железа и, особенно, марганца можно расценивать как возможный фактор угнетения состояния макрозообентоса на дне Онежского озера в последние годы. Выявленные в экспериментах на ветвистоусых ракообразных остротоксичные уровни железа и марганца составляют соответственно 40 и 50 мг/л. Эти концентрации вызывают гибель рачков в течение нескольких суток (Калинкина, 2011). Наблюдаемые в поровых водах уровни содержания железа (13 мг/л) и марганца (7 мг/л) могут проявить хроническую токсичность для водных беспозвоночных и стать одной из причин сокращения количества глубоководного макрозообентоса в Онежском озере.

Динамика антропогенной нагрузки на Петрозаводскую губу Онежского озера

Поступление сточных вод в Петрозаводскую губу Онежского озера в 1990–2005 гг. составляло 46–51 млн. м^3 в год (рис. 12). Начиная с 2005 г. отмечается уменьшение сбросов сточных вод в залив. В целом антропогенная нагрузка на Петрозаводскую губу в настоящее время (по сравнению с 2000 г.) снизилась в 1.7 раза.

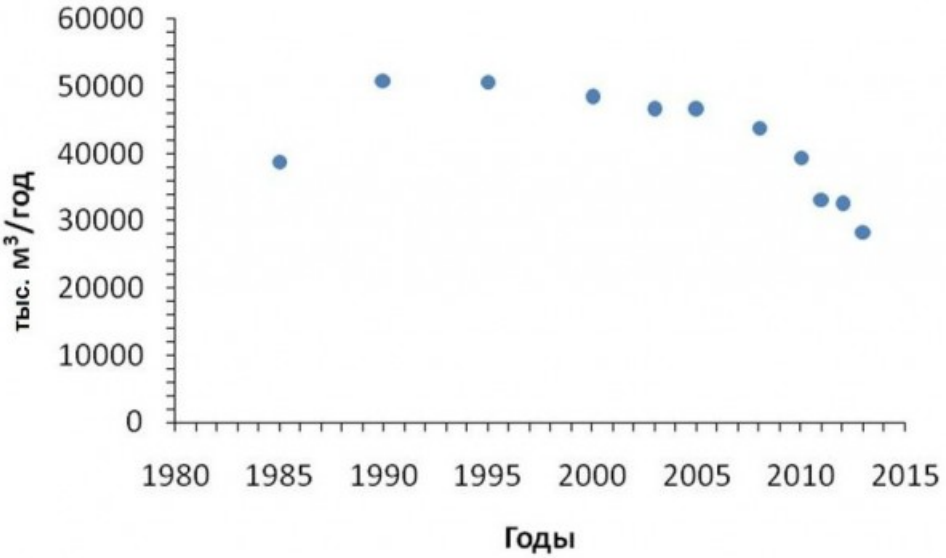

Рис. 12. Динамика сброса сточных вод в Петрозаводскую губу в 1985–2013 гг.; по оси абсцисс – годы; по оси ординат – объем сточных вод, тыс. м^3/год

Fig. 12. The dynamics of wastewater discharge in Petrozavodskaya bay in 1985-2003; on the abscissa – years; on the ordinate – the wastewater volume, thous. m^3/year

Одновременно уменьшается поступление в Петрозаводскую губу легкоокисляемого органического вещества. Так, в 2003 г. в залив поступило 123 тонны органического вещества (в пересчете на органический углерод). В 2005–2009 гг. количество сброшенного органического вещества варьировало в пределах 86–97 тонн в год. В 2010–2013 гг. количество поступившего органического углерода снизилось до 41–69 тонн в год. Легкоокисляемое органическое вещество служит основой для развития бактерий, которые могут использоваться в пищу бентосом. Снижение антропогенной нагрузки и связанное с ним уменьшение поступления в залив органического вещества может рассматриваться как одна из причин сокращения количества макрозообентоса в Петрозаводской губе.

Роль вида-вселенца *Gmelinoides fasciatus* в процессах трансформации органического вещества литоральной зоны Онежского озера

Байкальская амфипода *Gmelinoides fasciatus* появилась в водоемах северо-западного региона России в 1960–1970-х гг. в результате преднамеренной интродукции для улучшения кормовой базы рыб (Березина, 2004). В Онежском озере этот вид впервые был зарегистрирован в 2001 г. (Березина, Панов, 2003). Хотя он проник в Онежское озеро гораздо раньше, предположительно в конце 1990-х гг., из Ладожского озера (первая находка в конце 1980-х гг.) по р. Свирь. К настоящему времени вид-вселенец распространился практически по всему Онежскому озеру (Кухарев и др., 2008).

В связи с резким снижением численности и биомассы глубоководного макрозообентоса в Онежском озере представляло интерес рассмотреть спектр питания вселенца *G. fasciatus* и его роль в перераспределении потоков энергии в экосистеме Онежского озера.

Анализ кишечников рачков *G. fasciatus* из Онежского озера выявил смешанный характер питания. Основу рациона у всех рачков составляла растительная пища и детрит. Беспозвоночные были встречены в питании не более 50 % особей (табл. 2).

Таблица 2. Качественный состав и относительная частота встречаемости групп организмов в кишечнике бокоплавов *Gmelinoides fasciatus* разных линейных размеров из Онежского озера (%)

Содержимое кишечников	Размеры особей

		4–6 мм	7–9 мм	> 10 мм
Детрит		100	100	100
Водоросли	Диатомовые	100	100	100
	Зеленые одноклеточные	100	100	100
	Зеленые нитчатые	100	100	100
Остатки беспозвоночных	Планктонные ракообразные	-	10	20
	Коловратки	-	30	50
	Олигохеты	-	30	50
	Амфипода	-	-	10
	Изопода	-	-	30
	Личинки хирономид	-	20	50
	Личинки других насекомых	-	10	30

Примечание. Частота встречаемости в кишечниках оценивалась как % от числа проанализированных кишечников.

Исследования показали, что в составе пищи мелких (4–6 мм), средних (7–9 мм) и крупных (>10 мм) особей выявлены различия. У мелких рачков в кишечнике в массе обнаружены одноклеточные зеленые и диатомовые водоросли, у средних – одноклеточные и нитчатые зеленые водоросли. Пищу крупных бокоплавов, наряду с одноклеточными, нитчатыми водорослями и растительными частицами, составляли олигохеты, ракообразные, мелкие личинки хирономид и других насекомых. Таким образом, амфиподы *G. fasciatus* относятся к всеядным организмам с преобладанием в рационе детрита.

Ориентировочные расчеты показали, что за вегетационный сезон рачком *G. fasciatus* в целом по Онежскому озеру потребляется около 300 тонн органического вещества (табл. 3).

Таблица 3. Некоторые показатели участия *G. fasciatus* в трансформации органического вещества в литоральной зоне Онежского озера

Средняя численность G. fasciatus в литорали озера экз./м^2	4358
Средний вес особи, г	0.0011
Суточный рацион рачка, г	0.00032
Суточный рацион популяции рачка, г/м^2	1.387
Рацион популяции рачка за сезон (180 дней), г/м^2	174.7
Суточная продукция бентоса, г/м^2	0.189
Отношение суточной продукции бентоса к суточному рациону рачка, %	13.7
Длина береговой линии озера, км	1810
Площадь максимального количественного развития рачка ($S_{0-1,0}$), м^2	1810000
Потребленное рачком органическое вещество, т	316.2

Высокие в целом показатели численности и биомассы *G. fasciatus* в литоральных биотопах позволяют говорить о значительной роли этой амфиподы в трофических

взаимодействиях и потоках вещества и энергии в литоральных биоценозах. Включение нового вида в пищевые цепи донных сообществ вызывает интенсификацию продукционно-деструкционных процессов. С участием *G. fasciatus* заметная часть аллохтонного органического вещества в литоральной зоне, во-первых, минерализуется, во-вторых, включается в пищевые цепи бентос – рыбы, поскольку доказано, что рачки *G. fasciatus* стали излюбленным кормом бентоядных рыб (Berezina, Strelnikova, 2010; Сидорова, Калинкина, 2015).

Обсуждение

В последние 15 лет наблюдается заметная трансформация экосистемы Онежского озера, связанная с действием климатического, антропогенного факторов и биоинвазий. Об изменении климата в Карелии свидетельствуют данные по температуре воздуха и количеству атмосферных осадков (Назарова, Филатов, 2004; Назарова, 2014, 2015). Так, за период с 1989 г. по настоящее время среднегодовая температура воздуха возросла на 1–2 °С по сравнению с предшествующим периодом. Наблюдается рост годовых сумм выпавших атмосферных осадков. Возросла продолжительность безледоставного периода на Онежском озере (Efremova et al., 2013). Антропогенная нагрузка на Онежское озеро в последние годы заметно снизилась. За последние 10 лет сброс сточных вод в прибрежной зоне озера уменьшился на 30 %. Еще один мощный фактор, который оказывает влияние на Онежское озеро, – это биологические инвазии. Около 20 лет назад в озеро вселилась байкальская амфипода *Gmelinoides fasciatus*, которая вызвала коренные перестройки в литоральных бентосных сообществах (Сидорова, Калинкина, 2015).

Многофакторное воздействие повлекло резкое снижение численности и биомассы глубоководных сообществ макрозообентоса. В Петрозаводской губе и сопредельном с ней центральном глубоководном районе в последние 10 лет численность бентоса снизилась в 6–7 раз, биомасса – в 2–4 раза. При этом изменения коснулись глубоководного бентоса, обитающего на глубинах 30 м и более. Каковы же причины подобных изменений состояния бентоса? На наш взгляд, основной причиной может быть снижение антропогенной нагрузки на водоем. О снижении поступления органических веществ в донные отложения по сравнению с 1980–1990-ми гг. свидетельствуют данные химического состава седиментов. Однако олиготрофикацией (снижением трофического статуса водоема) наблюдаемое явление назвать трудно. Данные по увеличению содержания железа и, особенно, марганца в верхних слоях донных отложений позволяют предположить гипотезу об угнетении бентоса в современных условиях осадконакопления. Возможной причиной повышения уровней железа и марганца на дне может быть увеличение количества осадков на водосборную территорию и, как следствие, интенсивное вымывание гуминовых кислот, с которыми железо и марганец образуют прочные связи. Однако эта гипотеза требует проверки.

Наконец, возможным фактором уменьшения количества бентоса на дне может быть появление в Онежском озере вселенца – байкальской амфиподы *G. fasciatus*. На примере изучения Ладожского озера показано, что хищное питание *G. fasciatus* может быть причиной существенного сокращения численности, вплоть до полного исчезновения из сообществ аборигенных видов. Сравнение состава и биомассы зообентоса литоральной зоны Ладожского озера в 2000 и 2005 гг. с более ранними данными (1988–1990 гг.) показало изменения соотношения биомасс основных групп (олигохет, хирономид, амфипод и др.), сокращение ареалов и снижение численности в популяциях других ракообразных: *Gammarus lacustris*, *Pallasea quadrispinosa* и *Asellus aquaticus*. Причиной этого может быть хищничество и конкуренция со стороны вселенца (Berezina et al., 2009). Кроме того, с появлением вселенца в экосистеме Онежского озера произошло перераспределение потоков органического вещества из литоральной зоны в пелагическую. Количество же аллохтонного вещества, поступающего с терригенным стоком в глубокие зоны озера, по-видимому, уменьшилось, произошло обеднение кормовой базы глубоководного макрозообентоса и, как следствие, снижение его численности и биомассы.

Следует ли считать наблюдаемые изменения в состоянии глубоководного макрозообентоса катастрофическими? В настоящее время показатели численности и биомассы бентоса приближаются к 1960-м гг., до начала интенсивного эвтрофирования Петрозаводской губы. Однако в составе современных сообществ возрастает доля олигохет. Согласно предположению Т. Н. Поляковой (2015), уменьшение численности наиболее распространенного реликтового рачка *Monoporeia affinis* можно объяснить естественными механизмами регуляции его численности. Это предположение предстоит проверить в будущих исследованиях. Необходимо также отметить, что состояние современных планктонных сообществ Онежского озера не претерпевает столь сильных изменений, как в случае с бентосными сообществами (Сярки, Фомина, 2015; Теканова, Сярки, 2015). Ввиду высокой сезонной изменчивости достоверных трендов в изменении планктона пока обнаружено не было.

Заключение

В последнее десятилетие произошло резкое снижение численности (в 6–7 раз) и биомассы (в 2–4 раза) глубоководного макрозообентоса Онежского озера.

В течение последних лет в донных отложениях Онежского озера происходит изменение процессов седиментогенеза органического вещества, биогенных элементов, железа и марганца, что привело к увеличению содержания железа и марганца в поверхностных слоях донных отложений.

Антропогенная нагрузка (количество сточных вод) на Петрозаводскую губу Онежского озера в последние 10 лет снизилась в 2 раза, в результате чего поступление легкоокисляемого органического вещества уменьшилось в 3 раза.

Вселение байкальской амфиподы *Gmelinoides fasciatus* в Онежское озеро привело к перераспределению потоков органического вещества из литоральной зоны в пелагическую.

Возможными причинами снижения численности и биомассы бентоса в Онежском озере могут быть уменьшение антропогенной нагрузки, увеличение содержания в поверхностных слоях донных отложений железа и марганца, вселение байкальской амфиподы, вызывавшей обеднение кормовой базы глубоководного бентоса.

Библиография

Березина Н. А. Причины, особенности и последствия распространения чужеродных видов амфипод в водных экосистемах Европы // Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах / Под ред. А. Ф. Алимова, Н. Г. Богуцкой. М.; СПб.: Товарищество научных изданий КМК, 2004. С. 254–268.

Березина Н. А., Панов В. Е. Вселение байкальской амфиподы *Gmelinoides fasciatus* в Онежское озеро // Зоологический журнал. 2003. Т. 82. № 6. С. 731–734.

Драбкова В. Г., Капустина Л. Л., Летанская Г. И. Процессы самоочищения в Ладожском озере на различных стадиях антропогенного воздействия // Состояние и проблемы продукционной гидробиологии: Сборник научных работ. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2006. С. 234–241.

Белкина Н. А. Загрязнение нефтепродуктами донных отложений Петрозаводской губы Онежского озера // Водные ресурсы. 2006. Т. 33. № 2. С. 181–187.

Белкина Н. А. Химический состав донных отложений Онежского озера // Состояние водных объектов Республики Карелия. По результатам мониторинга 1998–2006 гг. / Под ред. П. А. Лозовика. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 2007. С. 40–48.

Белкина Н. А. Роль донных отложений в процессах трансформации органического вещества и биогенных элементов в озерных экосистемах // Труды Карельского научного центра РАН. Водные проблемы Севера и пути их решения. 2011. № 4. С. 35–42.

Белкина Н. А., Вапиров В. В., Ефременко Н. А., Романова Т. Н. К вопросу о путях естественной миграции меди в Онежское озеро // Принципы экологии. 2012. № 1. С. 23–26. http://ecopri.ru/journal/article.php?id=483. DOI: 10.15393/j1.art.2012.483.

Ивантер Э. В., Коросов А. В. Введение в количественную биологию .

Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ, 2003. 304 с.

Калинкина Н. М. Эволюционные аспекты экологической токсикологии // Современные проблемы водной токсикологии. К 100-летию со дня рождения профессора Е. А. Веселова: Материалы конф. 17–19 мая 2011 г. Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ, 2011. С. 61–63.

Коросов А. В. Специальные методы биометрии . Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ, 2007. 364 с.

Крупнейшие озера-водохранилища Северо-Запада европейской территории России: современное состояние и изменения экосистем при климатических и антропогенных воздействиях / Под ред. Н. Н. Филатова, Н. М. Калинкиной, Т. П. Куликовой, А. В. Литвиненко, П. А. Лозовика. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2015. 375 с.

Кухарев В. И., Полякова Т. Н., Рябинкин А. В. Распространение байкальской амфиподы *Gmelinoides fasciatus* (Ampipoda, Crustacea) в Онежском озере // Зоологический журнал. 2008. Т. 87. № 10. С. 1270–1273.

Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при ведении мониторинга биологического загрязнения на Финском заливе / Под ред. А. Ф. Алимова, Т. М. Флоринской. СПб., 2005. 68 с.

Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зообентос и его продукция . Л., 1984. 52 с.

Назарова Л. Е. Изменчивость средних многолетних значений температуры воздуха в Карелии // Известия РГО. 2014. Т. 146. Вып. 4. С. 27–33.

Назарова Л. Е. Атмосферные осадки в Карелии // Труды Карельского научного центра РАН. № 9. Сер. Лимнология. 2015. С. 114–121.

Назарова Л. Е., Филатов Н. Н. Изменчивость климата по данным метеорологических наблюдений // Климат Карелии: изменчивость и влияние на водные объекты и водосборы. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2004. С. 12–34.

Остапеня А. П. Деэвтрофирование или бентификация? // Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды: Материалы 3-й международной научной конференции, 17–22 сентября, 2007 г. Минск: Изд. центр БГУ, 2007. С. 31–32.

Полякова Т. Н. Макробентос Онежского озера . Свидетельство о государственной регистрации базы данных № 2012620882. 2012.

Полякова Т. Н. Макрозообентос // Крупнейшие озера-водохранилища Северо-Запада европейской территории России: современное состояние и изменения экосистем при климатических и антропогенных воздействиях / Под ред. Н. Н. Филатова, Н. М. Калинкиной, Т. П. Куликовой, А. В. Литвиненко, П. А. Лозовика. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2015. С. 127–133.

Решетников Ю. С. Проблема ре-олиготрофизации водоемов // Вопросы ихтиологии. 2004. Т. 44. № 5. С. 709–711.

Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши . Ч. 1 / Под. ред. Л. В. Боевой. Ростов н/Д: НОК, 2009. 104 с.

Рябинкин А. В., Полякова Т. Н. Макрозообентос озера и его роль в питании рыб // Биоресурсы Онежского озера. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2008. С. 67–91.

Сидорова А. И., Калинкина Н. М. Инвазия байкальской амфиподы *Gmelinoides fasciatus* в Онежское озеро. Сезонная динамика популяционных показателей . Lap Lambert Academic Publishing, 2015. 80 с.

Сярки М. Т., Фомина Ю. Ю. Сезонные изменения в зоопланктоне Петрозаводской губы Онежского озера // Труды КарНЦ РАН. Сер. Экологические исследования. 2015. № 1. С. 63–68.

Теканова Е. В., Лозовик П. А., Калинкина Н. М., Куликова Т. П., Полякова Т. Н., Рябинкин А. В., Сластина Ю. Л., Тимакова Т. М., Чекрыжева Т. А. Современное состояние и трансформация северной части Выгозерского водохранилища // Труды КарНЦ РАН.

Водные проблемы Севера и пути их решения. 2011. № 4. С. 50–56.

Теканова Е. В., Сярки М. Т. Особенности фенологии первично-продукционного процесса в пелагиали Онежского озера // Известия РАН. Сер. биологическая. 2015. № 6. С. 645–652.

Berezina N. A., Strelnikova A. P. The role of the introduced amphipod *Gmelinoides fasciatus* and native amphipods as fish food in two large-scale north-western Russian inland water bodies: Lake Ladoga and Rybinsk Reservoir // Journal of Applied Ichthyology. Special Issue: Alien Species in Aquaculture and Fisheries. 2010. Vol. 26. P. 89–95.

Berezina N. A. Food spectra and consumption rates of four amphipod species from the North-West of Russia // Fundamental and Applied Limnology/Archiv fur Hydrobiologie. 2007. Vol. 168. № 4. P. 317–326.

Berezina N. A., Zhakova L. V., Zaporozhets N. V., Panov V. E. Key role of the amphipod *Gmelinoides fasciatus* in reed beds of Lake Ladoga // Boreal Env. Res. 2009. Vol. 14. № 3. P. 404–414.

Efremova T., Palshin N., Zdorovennov R. Long-term characteristics of ice phenology in Karelian lakes // Estonian Journal of Earth Sciences. 2013. Vol. 62. № 1. P. 33–41.

Kulik N., Belkina N., Lozovik P., Efremenko N. Trace elements in the Lake Onega // Abstracts of 4th European Large Lakes Symposium. Ecosystem Services and Management in a Changing World. August 24–28, 2015. Joensuu, 2015. P. 41.

Straile D., Geller W. Crustacean zooplankton in Lake Constance from 1920 to 1995: Response to eutrophication and re-oligotrophication // Advances in Limnology. 1998. Vol. 53. P. 255–274.

Tilzer M. M., Gaedke U., Schweizer A., Beese B., Wiese T. Interannual variability of phytoplankton productivity and related parameters in Lake Constance: no response to decreased phosphorus loading? // Journal of Plankton Research. 1991. Vol. 13. № 4. P. 755–777.

Благодарности

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда (проект №14-17-00766) (80 %) и гранта РФФИ 14-04-00207 (20 %).

DECLINE IN THE DEEPWATER BENTHIC COMMUNITIES ABUNDANCE IN THE ONEGO LAKE UNDER MULTIFACTOR INFLUENCE

KALINKINA Nataliya Michailovna	*Dr.Sci., Northern Water Problems Institute, KRC RAS (Aleksander Nevsky st., 50 185030 Petrozavodsk, Republic of Karelia Russia), cerioda@mail.ru*
SIDOROVA Anastasiya Ivanovna	*PhD, Northern Water Problems Institute, KRC RAS (Aleksander Nevsky st., 50 185030 Petrozavodsk, Republic of Karelia Russia), cerioda@mail.ru*
POLYAKOVA Tamara Nikolaevna	*-, Northern Water Problems Institute, KRC RAS (Aleksander Nevsky st., 50 185030 Petrozavodsk, Republic of Karelia Russia), cerioda@mail.ru*
BELKINA Nataliya Alexandrovna	*PhD, Northern Water Problems Institute, KRC RAS (Aleksander Nevsky st., 50 185030 Petrozavodsk, Republic of Karelia Russia), cerioda@mail.ru*
BEREZINA Nadezda Alexandrovna	*PhD, Zoological Institute RAS (Sankt-Petersburg, Universitetskaya embankment), cerioda@mail.ru*
LITVINOVA Irina Abramovna	*-, Northern Water Problems Institute, KRC RAS (Aleksander Nevsky st., 50 185030 Petrozavodsk, Republic of Karelia Russia), cerioda@mail.ru*

Keywords:
Onego Lake, deepwater benthic communities, bottom sediments, transformations, anthropogenic load, bioinvasion

Reviewer:
A. E. Veselov

Received on:
12 April 2016
Published on:
20 June 2016

Summary: The dynamics of deepwater benthic communities state between 1988 and 2015 was analyzed. In the last decade the decline in the deepwater benthic communities development indicators is observed in Petrozavodskaya Bay and contiguous central area of the Lake Onego. The abundance of benthos decreased by 6-7 times, biomass dropped in 2-4 times. At the same time the changes in sedimentation processes of organic matter, nutrients, iron and manganese are observed in the water ecosystem. This has resulted in an increase in the concentrations of Fe and Mn in the sediment surface layers; in pore waters up to 13 mg Fe/l and 7 mg Mn/l. The sharp increase in the content of iron and manganese in the bottom sediment can be considered as a possible factor of benthos oppression. Another reason of the benthos decrease is the reduction of anthropogenic load. Now Petrozavodskaya bay receives 3 times less light organic substances than 10 years ago. The third possible reason for the reduction of benthic communities is invasion of baikalian amphipods Gmelinoides fasciatus, resulting in the redistribution of organic matter flow from the littoral zone to the pelagic zone and depletion of deepwater benthic food resources.

Попова Л. Ф., Андреева Ю. И., Никитина М. В. Оценка уровня загрязнения почвенно-растительного покрова острова Большой Соловецкий тяжелыми металлами // Принципы экологии. 2016. № 2. С. 62–69. DOI: 10.15393/j1.art.2016.5002

научный электронный журнал ПРИНЦИПЫ ЭКОЛОГИИ

ПЕТРОЗАВОДСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ

https://ecopri.ru **https://petrsu.ru**

УДК 502.55

ОЦЕНКА УРОВНЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА ОСТРОВА БОЛЬШОЙ СОЛОВЕЦКИЙ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

ПОПОВА Людмила Фёдоровна	*д.б.н., к.х.н., Северный (Арктический) федеральный университет им. М. В. Ломоносова (г. Архангельск, наб. Сев. Двины, 17), ludap9857@mail.ru*
АНДРЕЕВА Юлия Игоревна	*Северный (Арктический) федеральный университет им. М. В. Ломоносова (г. Архангельск, наб. Северной Двины, 17), djuliya.andreeva@gmail.ru*
НИКИТИНА Мария Викторовна	*к.х.н., Северный (Арктический) федеральный университет им. М. В. Ломоносова (г. Архангельск, наб. Северной Двины, 17), m.nikitina@narfu.ru*

Ключевые слова: тяжелые металлы, почвенный и растительный покров, остров Большой Соловецкий

Рецензент: Н. М. Калинкина

Получена: 21 марта 2016 года

Подписана к печати: 26 мая 2016 года

Аннотация. Под влиянием увеличения антропогенной нагрузки на территорию Соловецкого архипелага становится актуальным исследование состояния почвенно-растительного покрова по отношению к основным поллютантам. В рамках образовательного проекта «Комплексное развитие территории с уникальным природным и историко-культурным наследием на примере Соловецкого архипелага» было проанализировано содержание тяжелых металлов Pb, Zn, Cu, Ni, Co, Fe, Mn, Cr, V, Ti, Sr в почвенно-растительном покрове острова Большой Соловецкий. В целом в поверхностном слое почв в основном накапливаются Pb, Zn, Fe и Ti, в почвах отдельных территорий Mn и V. Для большинства исследуемых проб отмечается допустимый уровень загрязнения, однако две пробные площади можно отнести к чрезвычайно опасным. В растительном покрове также наблюдается существенное превышение допустимых норм по большинству исследуемых металлов, что соответствует категории сильного загрязнения.

© Петрозаводский государственный университет

Введение

Вопросам экологического состояния арктических и приарктических территорий последнее десятилетие уделяется особое внимание, учитывая крайнюю уязвимость природной среды и малую устойчивость экосистем (Яшин, 2005; Шварцман, Болотов, 2006; Шварцман и др., 2006). Воздействие на природную среду северных территорий вызывает существенные изменения в природных компонентах. В значительной степени это обусловлено включением в миграционные потоки всех основных цепей техногенных токсикантов, в том числе тяжелых металлов (Strategic Action Program…, 2009; Heavy Metals in the Arctic, 2005; Обухов, Ефремова, 1998).

В связи с этим целью исследования было оценить уровень загрязнения почвенно-растительного покрова острова Большой Соловецкий тяжелыми металлами под

влиянием постоянно возрастающей антропогенной нагрузки.

Материалы

Отбор проб почв и растений осуществлялся в рамках образовательного проекта «Комплексное развитие территории с уникальным природным и историко-культурным наследием на примере Соловецкого архипелага» (Летняя школа на Соловках) в период с 1 по 10 июля 2015 года. На острове Большой Соловецкий было заложено 6 пробных площадей (ПП), в качестве контрольных (фоновых) была выбрана условно чистая почва без антропогенной нагрузки (рис. 1).

Рис. 1. Места отбора проб
Fig.1. Sample harvesting points

С этих территорий отобраны образцы поверхностного слоя (0–20 см) почв согласно ГОСТ 17-4-4-02-84 и разнотравья согласно ГОСТ 27262-87.

Оценку экологического состояния компонентов (почвы и разнотравье) экосистемы острова Большой Соловецкий по отношению к тяжелым металлам проводили как по санитарно-гигиеническим показателям: ПДК, МДУ (ГОСТ 2874-82; СанПиН 2.1.4.1074-01:4630-88; МУ 2.1.7.730-99; ГН 2.1.7.2511-09; СанПиН 2.1.7.573-96), так и с помощью биогеохимических коэффициентов и шкал экологического нормирования.

На основе коэффициента концентрации

K_o = С / ПДК,

где С – фактическая концентрация определяемого металла в почве, рассчитывали суммарный показатель загрязнения Zc (МУ 2.1.7.730-99):

$Z_c = \sum((C – ПДК)/ПДК) + 1$.

Однако, поскольку K_o не учитывает региональные особенности содержания металлов, был рассчитан другой коэффициент:

$K_c = C/C_0$,

где C_0 – региональное фоновое содержание элемента.

Наряду с этим был определен коэффициент биогеохимической подвижности:

$K_{бгхп} = C_{\text{в растении}} / C_{\text{ПФ в почве}}$

(Уфимцева, Терехина, 2005), позволяющий оценить актуальную доступность тяжелых металлов для растений.

Методы

Химический анализ отобранных образцов был выполнен на базе лаборатории биогеохимических исследований при кафедре химии и химической экологии Северного (Арктического) федерального университета с использованием оборудования ЦКП НО

«Арктика» (САФУ) при финансовой поддержке Минобрнауки РФ (уникальный идентификатор работ RFMEFI59414X0004).

Гранулометрический состав почв определяли методом отмучивания по общепринятой методике (ISO 11277). Кислотность почвенного раствора (pH водной вытяжки) – согласно ГОСТ 26423-85, определение органического вещества – согласно ГОСТ 26213-91.

Валовое содержание тяжелых металлов (Co, Ni, Mn, V, Pb, Zn, Cu, Fe, Cr, Ti, Sr) в почвах определяли методом рентгенофлуоресцентного анализа (РФА) согласно М 049-П/04 с использованием спектрофотометра «СПЕКТРОСКАН-МАКС».

Методом атомно-абсорбционной спектроскопии с применением атомно-абсорбционных спектрометров «ContrAA-700» и «АА-7000» определяли: содержание подвижных форм металлов (Pb, Zn, Cu, Ni, Co, Mn) согласно РД 52.18.289-90 из ацетатно-аммонийной буферной вытяжки; содержание ТМ (Pb, Zn, Cu, Ni, Co, Mn) в разнотравье согласно ГОСТ 30692-2000 после сухого озоления.

Исследования проб проводились в трехкратной повторности. Полученные данные обрабатывались общепринятыми методами математической статистики с использованием редактора электронных таблиц MS Excel и SPSS. Проверка на нормальность распределения осуществлялась с помощью критерия Шапиро – Уилка. Корреляционный анализ проводился с помощью коэффициента ρ Спирмена. Для всех приведенных анализов различия считались значимыми при уровне $p < 0.05$.

Результаты

Анализ физико-химических параметров (табл. 1) показал, что большинство исследованных почв острова Большой Соловецкий имеют тяжелый гранулометрический состав; pH водной суспензии исследованных почв в основном находится в пределах 7.11–7.78, при средних фоновых значениях 5.01 pH. В связи с тем что почвы имеют сдвиг pH в щелочную сторону, данный параметр является одним из ключевых в снижении миграции химических элементов и увеличении их аккумуляции по сравнению с природными почвами.

Таблица 1. Пробные площади о. Большой Соловецкий с различной антропогенной нагрузкой и физико-химические показатели почв

№ ПП	Координаты пробных площадей	Источник антропогенной нагрузки	pH	Содержание, %	
				органического углерода	физической глины
1	65º01’15”С, 35º42’11”В	Жилой район	5.5	10.7	42.2
2	65º01’22”С, 35º42’24”В	Жилой район	7.2	12.3	30.9
3	65º01’22”С, 35º42’28”В	Сухой док	7.2	30.3	65.2
4	65º01’22”С, 35º42’28”В	Сухой док	7.1	45.6	–
5	65º01’47”С, 35º43’19”В	Аэропорт	7.2	10.6	29.1
6	65º01’46”С, 35º43’19”В	Аэропорт	7.8	7.6	33.1
7	ФОН	Нет	5.0	4.8	8.3

Содержание органического углерода довольно высокое и колеблется от 7.6 до 45.6 %. Такие высокие показатели могли стать результатом промышленного загрязнения (компоненты нефти и продукты ее крекинга, сорбированные почвенными частицами в местах разлива нефтепродуктов, углерод техногенного происхождения из строительного и бытового мусора, региональное загрязнение почв атмосферными углеводородными выбросами и др.).

Анализ валового содержания (ВС) тяжелых металлов показал (табл. 2), что исследуемые почвы загрязнены Pb и Zn. На 5 пробных площадях

наблюдается превышение от 2 до 318 ПДК по свинцу, на 4 ПП превышение от 2 до 9 ПДК по Zn. На отдельных участках наблюдается повышенное (до 1.5 ПДК) содержание Mn. Валовое содержание других ТМ ниже ПДК, поэтому по санитарно-гигиеническим показателям исследованные почвы по степени загрязнения можно отнести к категории «допустимая», исключение составляют 2 пробные площади. Их по уровню химического загрязнения следует считать «чрезвычайно опасными» из-за крайне высокого валового содержания Pb и Zn.

Таблица 2. Валовое содержание тяжелых металлов, мг/кг, в почвах о. Большой Соловецкий

№ ПП	Pb	Zn	Cu	Ni	Co	Fe	Mn	Cr	V	Ti	Sr
1	19	н/д	10	4	16	5910	312	60	11	659	330
2	120	194	17	12	13	8813	583	63	26	899	336
3	10172	514	43	42	20	22683	801	86	63	2278	н/д
4	8044	681	36	34	8	38120	2202	74	20	1079	н/д
5	61	28	27	25	21	12485	380	74	52	1918	335
6	189	57	24	21	14	8953	357	77	45	1379	336
Медиана	155	125	26	23	15	10719	481	74	36	1229	333
ФОН	25	10	20	10	15	874	135	80	10	150	356
ПДК	32	87	53	85	50	н/д	1500	100	150	н/д	н/д
ОДК	130	220	132	80	н/д	н/д	н/д	н/д	н/д	н/д	н/д

Примечание: н/д – нет данных.

Согласно K_o (табл. 3) превышение ПДК не отмечается в отношении Cu, Co, Ni, Cr и V. Для Co, Sr и Cr установлено, что отсутствует статистически значимое превышение фоновых значений всех исследованных пробных площадей ($K_0 < 1.5$). Однако в отношении Cu и Ni наблюдается слабое загрязнение почв ($1.5 < K_0 < 3.0$).

Таблица 3. Коэффициенты концентрации тяжелых металлов для почв о. Большой Соловецкий

ТМ	Pb	Zn	Cu	Ni	Co	Fe	Mn	Cr	V	Ti	Sr
Коэффициенты концентрации Ко (относительно ПДК)											
Min	0.6	0.1	0.2	0.1	0.2	–	0.2	0.6	0.1	–	–
Max	318.0	7.8	0.8	0.5	0.4	–	1.5	0.9	0.4	–	–
Медиана	4.8	1.4	0.5	0.3	0.3	–	0.3	0.7	0.2	–	–
Коэффициенты концентрации Кс (относительно фона)											
Min	0.7	0.1	0.5	0.4	0.5	6.7	2.3	0.7	1.1	4.4	0.1
Max	407.0	68.0	2.1	4.3	1.4	44.0	16.0	1.1	6.3	15.0	0.9
Медиана	6.2	12.5	1.2	2.3	1.0	12.3	3.6	0.9	3.6	8.1	0.9

Отмечено умеренное загрязнение ($3.0 < K_0 < 5.0$) почв острова V, Mn, Ti и Pb на 2 ПП.

Сильное ($5.0 < K_0 < 10.0$) и очень сильное ($K_0 > 10.0$) загрязнение Pb имеет поверхностный слой почв на 3 ПП, Zn – на 5 ПП, V и Mn – на 2 ПП, Ti – на 5 ПП, а Fe – на всех ПП.

В целом вследствие антропогенного воздействия в поверхностном слое почв острова Большой Соловецкий в основном накапливаются Pb, Zn, Fe и Ti, в почвах отдельных территорий – Mn и V. Ряд накопления тяжелых металлов в исследованных образцах острова Большой Соловецкий выглядит следующим образом: Pb > Zn > Fe >Ti > Mn > V > Ni > Cu > Co > Cr > Sr.

Рассчитанный на основе коэффициентов концентрации суммарный показатель загрязнения Z_c показал на 4 исследуемых почвах допустимый уровень загрязнения ($1 < Z_c < 15$) металлами по их валовому содержанию (Z_c = 4–8), а на 2 площадях – опасный уровень загрязнения ($33 < Z_c < 128$) ТМ по их валовому содержанию (Z_c = 58–66).

Обсуждение

Известно, что валовое содержание металлов дает неполную характеристику экологического состояния почв. Исследования количественных соотношений геохимических форм нахождения металлов в загрязненных почвах позволяют прогнозировать процессы закрепления металлов в породах, предсказывать и предупреждать возможные экологические риски вторичного загрязнения окружающей среды. Поэтому помимо оценки загрязнения почв тяжелыми металлами по их валовому содержанию необходимо уделять особое внимание исследованию накопления их подвижных форм (ПФ), способных переходить из твердых фаз в почвенные растворы, поглощаться живыми организмами и загрязнять грунтовые воды. Поэтому для отдельных ТМ было определено содержание их подвижных форм (табл. 4).

Таблица 4. Содержание подвижных форм тяжелых металлов, мг/кг, в почвах о. Большой Соловецкий

№ ПП	Pb	Zn	Cu	Ni	Co	Mn
1	6	15	0.1	0.3	0.1	30
2	23	88	0.9	1.6	0.1	60
3	3640	312	3.2	н/д	0.5	432
4	5280	80	4.9	0.2	0.2	81
5	11	11	1.7	0.4	0.1	29
6	77	24	8.8	н/д	0.1	38
Медиана	17	48	1.3	0.4	0.1	45
ПДК	6	23	3.0	4.0	5.0	140
Коэффициенты концентрации Ко (относительно ПДК)						
Min	1	0.5	0.1	0.01	0.02	0.2
Max	607	14	2.9	0.4	0.1	3.1
Медиана	4	0.6	0.7	0.1	0.02	0.4

Анализ содержания подвижных форм показал, что основные поллютанты почв острова Большой Соловецкий – Pb, Zn и Cu. Подвижными формами свинца загрязнены (1.1–607 ПДК) все исследуемые почвы, цинка (1.1–13.5 ПДК) – 4 ПП, меди (1.1–3.0) – 3 ПП. Отсутствует загрязнение Mn, Ni и Co, а ряд накопления ТМ в почвах выглядит следующим образом: Pb > Zn > Cu > Mn > Ni > Co.

Согласно суммарному показателю загрязнения (Z_c) на 4 исследуемых почвах – допустимый уровень загрязнения ($1 < Z_c < 15$) тяжелыми металлами (Z_c = 1–7), а на 2 ПП – чрезвычайно опасный уровень загрязнения ($Z_c > 128$) по содержанию подвижных форм ТМ (Z_c = 619–882) за счет высокого содержания Pb и Zn.

Анализ аккумуляции металлов в надземной части разнотравья (табл. 5), собранного с тех же пробных площадей, что и проанализированные почвы, показал, что на отдельных ПП содержание всех ТМ в растениях превышает ПДК или МДУ. Практически по всем металлам, кроме Co и Ni, наблюдается статистически значимое превышение фоновых содержаний. Ряд накопления металлов в растениях по сравнению с их подвижными формами в почвах видоизменяется и выглядит следующим образом: Zn > Mn > Cu > Pb > Ni > Co. Это связано с низкой степенью подвижности свинца в почве и акропетальным характером его накопления растениями, при котором четко проявляется депонирующая роль корня. При проникновении Pb в корни растений происходит его хелатирование и, как следствие, уменьшение подвижности. Данный факт подтверждается рассчитанным коэффициентом биогеохимической подвижности ($K_{бгхп}$). Только для свинца он оказался ниже 1.0.

Согласно суммарному показателю загрязнения Z_c разнотравье на 4 ПП острова Большой Соловецкий по градации В. А. Касатикова (1989) может быть отнесено к категории сильного загрязнения ТМ (Z_c > 10.0) (см. табл. 5).

Таблица 4. Содержание тяжелых металлов, мг/кг, в разнотравье о. Большой Соловецкий

ТМ	Pb	Zn	Cu	Ni	Co	Mn
Min	1	107	36	3	0	173
Max	46	450	74	6	1	633
Медиана	42	301	17	3	0,5	228
ФОН	4	18	9	3	1	51
ПДК	5	150–300	15–20	20–30	–	н/д
МДУ	5	50	30	3	1	н/д
Коэффициенты концентрации K_c (относительно фона)						
Min	0.3	6.0	4.0	1.1	0.1	3.4
Max	11.5	25.0	8.2	2.1	1.1	12.4
Медиана	4.2	16.7	4.6	1.0	0.5	4.5
Коэффициенты биогеохимической подвижности ($K_{бгхп}$)						
Min	0.01	1.2	7.3	0.1	0.1	0.5
Max	1.4	15.2	437.5	13.8	5.0	20.9
Медиана	0.6	3.2	47.0	1.8	1.2	2.1

Заключение

Таким образом, проведенные исследования показали, что исследуемые территории острова Большой Соловецкий испытывают существенную антропогенную нагрузку, что приводит к накоплению тяжелых металлов. Основными поллютантами почвенного покрова являются цинк и свинец, превышение ПДК и фоновых значений по которым достигает на отдельных пробных площадях критических значений. Растительный покров по аккумулированию тяжелых металлов также испытывает сильное загрязнение.

Библиография

Яшин И. М. Почвы северотаежных ландшафтов острова Большой Соловецкий Архангельской области // Почва как природный ресурс Севера: Материалы VII Сибирцевских чтений, посвящ. 145-летию со дня рождения ученого-почвоведа Н. М.

Сибирцева. Архангельск, 2005. С. 23–26.

Шварцман Ю. Г., Болотов И. Н. Оценка экологической ситуации Европейского Севера России в рамках научного сотрудничества: мониторинг природной среды Соловецких островов, проведение и перспективы, 2003–2007 // Баренц-журнал. 2006. № 1(4). С. 93–101.

Шварцман Ю. Г., Болотов И. Н., Феклистов П. А. Основные итоги работы научно-практической конференции «Мониторинг природной среды Соловецкого архипелага: предварительные результаты и дальнейшие перспективы» // Вестник Северного (Арктического) федерального университета. Серия: Естественные науки. 2006. № 2. С. 26–35.

Обухов А. Я., Ефремова Л. Л. Охрана и рекультивация почв, загрязненных тяжелыми металлами // Тяжелые металлы в окружающей среде и охрана природы: Материалы 2-й Всесоюзн. конф. М., 1988. Ч. 1. С. 23.

Уфимцева М. Д., Терехина Н. В. Фитоиндикация экологического состояния урбогеосистем Санкт-Петербурга . СПб.: Наука, 2005. 239 с.

Heavy Metals in the Arctic. Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). Oslo, Norway, 2005. 265 p.

Strategic Action Program for Protection of the Russian Environment. Approved by Maritime Board at the Government of the Russian Federation. 2009. № 2 (11). Section 1. Par. 2.

ASSESSMENT OF SOIL AND PLANT COVER CONTAMINATION BY HEAVY METALS OF THE BOLSHOI SOLOVETSKY ISLAND.

POPOVA Lyudmila	*Dr.Sci. in Biology, PhD in Chemistry, Lomonosov Northen (Arctic) Federal University (Arkhangelsk, Severnaya Dvina Emb. 17), ludap9857@mail.ru*
ANDREEVA Yulia	*Lomonosov Northen (Arctic) Federal University (Arkhangelsk, Severnaya Dvina Emb. 17), djuliya.andreeva@gmail.ru*
NIKITINA Maria	*PhD in Chemistry, Lomonosov Northen (Arctic) Federal University (Arkhangelsk, Severnaya Dvina Emb. 17), m.nikitina@narfu.ru*

Keywords: heavy metals, soil and plant cover, Bolshoi Solovetsky

Reviewer: N. Kalinkina

Received on: 21 March 2016
Published on: 26 May 2016

Summary: Under the influence of anthropogenic load on the territory of the Solovetsky archipelago the study of the soil and plant cover for the presence of pollutants becomes crucial. As a part of the educational project "Integrated development of the territory with unique natural, historic and cultural heritage on the example of the Solovki " the content of heavy metals such as Pb, Zn, Cu, Ni, Co, Fe, Mn, Cr, V, Ti, Sr in the soil and vegetation in the village of Bolshoi Solovetsky was analyzed. In general, in the surface layer of the soil Pb, Zn, Fe and Ti are mainly accumulated, in the soil of some areas there is a high concentration of Mn and V. For the majority of samples the allowable contamination level was marked, but two test areas can be attributed to the extremely dangerous. In the vegetation the content of the majority of the metals in question exceeds significantly the permissible normal value that corresponds to the substantial pollution level

научный электронный журнал
ПРИНЦИПЫ ЭКОЛОГИИ
ПЕТРОЗАВОДСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ
https://ecopri.ru https://petrsu.ru

УДК 57.044(470.22)

БИОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА НА ПРИМЕРЕ PINUS SYLVESTRIS L.

РЫБАКОВ Дмитрий Сергеевич

к.г.-м.н., Институт геологии Карельского научного центра РАН (ул. Пушкинская, 11, Петрозаводск, Республика Карелия, Россия, 185910), rybakovd@krc.karelia.ru

Ключевые слова: загрязнение, тяжелые металлы, Pinus sylvestris L., радиальный прирост, годичные кольца, плотность древесины

Рецензент: Е. Г. Панова

Получена: 15 января 2016 года
Подписана к печати: 19 мая 2016 года

Аннотация. Обсуждены данные, свидетельствующие о возможности использования годичных колец деревьев Pinus sylvestris L. для оценки химического загрязнения территории Республики Карелия. При помощи метода главных компонент факторного анализа показана связь между содержанием химических элементов и дендрологическими параметрами – шириной годичных колец и плотностью древесины. Основными факторами, способствующими загрязнению северной части Республики Карелия выбросами железорудного комбината ОАО «Карельский окатыш», являются: повторяемость экологически значимых направлений ветра, расстояние от источника и общее количество выброшенных загрязнителей. Величина радиального прироста (ширина годичных колец по пятилетиям) Pinus sylvestris L. имеет отрицательную статистическую связь с содержанием Cu, Cd, Ni и Fe. Mn, являясь элементом питания, в том числе в северных ареалах в антагонизме с Fe и, частично, с Cr, положительно коррелирует с плотностью древесины. Ряд пиков содержания Pb совпадает со временем наиболее интенсивных испытаний атомного оружия. Резкие максимумы Pb могут быть также следствием трансграничных загрязнений и выбросов из региональных источников.

© Петрозаводский государственный университет

Введение

Большое внимание привлекает информация о химическом и радиоактивном загрязнении окружающей среды, зафиксированная в годичных кольцах деревьев. О. А. Неверовой (2004, 2010) получены данные о снижении интенсивности фотосинтеза у различных пород деревьев (сосны, ели, липы, березы, сирени, рябины) в городских районах с высокой степенью загрязнения. Снижение интенсивности фотосинтеза и связанного с ним количества органического вещества у растений, в свою очередь, является причиной уменьшения годичного прироста деревьев, причем у хвойных пород в большей степени, чем у лиственных.

Другими авторами (Алексеев, Сорока, 2002 и др.) отмечено, что локальное, региональное и глобальное загрязнение, замедляя интенсивность процесса фотосинтеза у древесных растений, действует в противоположном направлении эффекту потепления климата и увеличению концентрации углекислого газа в атмосфере.

Т. В. Черненькова (2002) упоминает несколько известных путей поступления химических элементов и соединений в сосудистые растения, основными из которых

являются корневое питание, газообмен и обменная адсорбция на поверхности листовой пластинки. Для корней растений наиболее доступны микроэлементы, адсорбированные на глинистых минералах, тогда как фиксированные на оксидах и связанные микроорганизмами оказываются менее доступными (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989). В условиях повышенного техногенного загрязнения (город) обогащение древесных растений тяжелыми металлами (ТМ) осуществляется в основном атмосферным путем, так как высокий уровень загрязнения почв вызывает подавление биологического поглощения по сравнению с фоном для широкого спектра элементов (Неверова, 2004). В целом, по опубликованным данным, вместе с пылью на поверхности листьев вблизи источника может оседать около 30 % от общего количества ТМ. В понижениях и с наветренной стороны это количество может возрастать до 60 %. По мере удаления от источника роль атмосферного загрязнения заметно уменьшается (Лозановская и др., 1998; Садовникова и др., 2006).

В любых растениях происходят различные метаболические и неметаболические процессы, обусловливающие поступление, перемещение, накопление, взаимодействие и вынос во внешнюю среду различных микроэлементов (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989 и др.). Не являются исключением и деревья, использование которых для изучения загрязнения окружающей среды, как полагают, сопряжено с некоторыми условностями, связанными с их физиологией, минеральным питанием и передвижением вещества в древесине (Hantemirov, 1992; Cutter, Guyette, 1993; Хантемиров, 1996 и др.).

Загрязнение ТМ и S различных объектов растительного мира на территории Республики Карелия исследовалось рядом авторов (Лазарева и др., 1992; Дьяконов и др., 1996; Федорец и др., 1998 и др.). Нами (Рыбаков и др., 1997; Рыбаков, 1999; Рыбаков, 2000 и др.) показано, что годичные кольца сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.) хорошо фиксируют поступающие в древесину деревьев химические элементы, в том числе радионуклиды и ТМ. Основными источниками техногенного загрязнения Республики Карелия в разные периоды являлись: глобальные радиоактивные выпадения (Рыбаков и др., 1997 и др.), трансграничные и межрегиональные переносы (Федорец и др., 1998; Иешко, Титов, 2002; Elvingson, Ågren, 2004), региональные выбросы от промышленных предприятий (ОАО «Карельский окатыш», ОАО «Сегежабумпром», ОАО «Кондопога», ОАО «СУАЛ» филиал «Надвоицкий алюминиевый завод»), объектов теплоэнергетики, жилищно-коммунального комплекса и передвижных источников – автотранспорта (Государственный доклад…, 1998 и др.).

Линейный корреляционный анализ показывает отрицательную связь между усредненной по пятилетиям шириной годичных колец (радиальным приростом древесины) *Pinus sylvestris* L. и содержанием в них Cr и, в меньшей степени, Pb (Рыбаков, 2002). Однако небольшой набор химических элементов и выбранный статистический метод недостаточны для более полного определения вероятного воздействия ТМ на дендрологические параметры. В настоящей работе эти проблемы решаются на основании расширения списка используемых элементов (архивные данные за период 1952–2001 гг.) и применения метода главных компонент факторного анализа.

Материалы

Изучались древесные керны *Pinus sylvestris* L., образцы которых собраны в различных частях Карелии, в древостоях, произрастающих на песчаных и супесчаных почвах в условиях средней и северной тайги, на территориях с различной техногенной нагрузкой (рис. 1). Керны диаметром 0.5 см отбирались в период с 12 сентября по 5 октября 2001 г. с помощью бурава Пресслера на высоте 30 см от комля, высушивались в помещении при комнатной температуре. Всего изучено 13 деревьев возраста 50–150 лет, из них 5 деревьев 50–60 лет и 8 деревьев 80–150 лет. Для исследования отбирались годичные кольца, соответствующие последним 50 годам жизни деревьев.

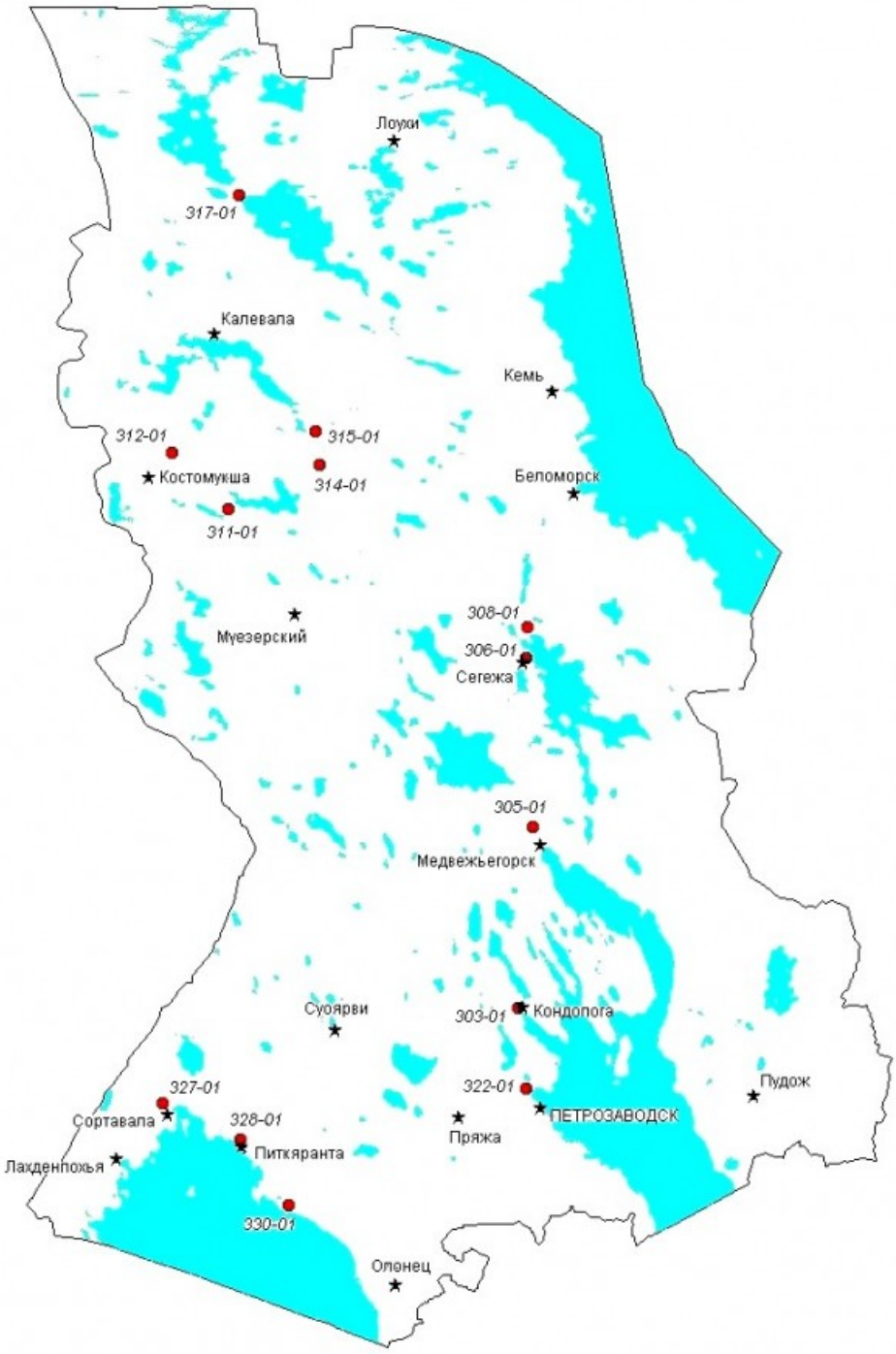

Рис. 1. Точки отбора древесных кернов *Pinus sylvestris* L.
Fig. 1. Sampling points of *Pinus sylvestris* L. tree cores

Методы

В отобранных кернах методом рентгеновского анализа определялись ширина годичных колец и плотность древесины. После этого материал подвергался автоклавному разложению в кислоте по разработанной схеме (Козлов и др., 2001), и методом атомной абсорбции (приборы Квант ЭТ и С–115) в годичных кольцах определялось содержание химических элементов. Всего методом атомной абсорбции выполнено 130 определений содержания Cr и Pb, 128 – Cd, Ni, Mn, Fe, Cu, Zn.

С целью получения достаточного количества вещества для химического определения (не менее 60–70 мг) пробы готовились при помощи усреднения материала 5 смежных годичных колец. Во внимание бралось также то, что проведение анализа по пятилетиям позволяет сгладить эффект «размывания» содержания некоторых подвижных в ксилемном соке химических элементов из-за влияния уровня

загрязнения последующих лет, в течение которых годичное кольцо остается активным (Хантемиров, 1996). Степень потенциальной подвижности некоторых элементов приведена Cutter и Guyette (1993) на основе растворимости, отношения заряда иона к радиусу и свойств элементов. В частности, из элементов, используемых в настоящей работе, к проявляющим слабую подвижность относятся Fe, Ni, Pb и Cd, к умеренно мобильным – Mn, Zn и Cu.

Для учета возможного влияния на изучаемые дендрологические параметры и устанавливаемые связи меняющихся метеорологических условий для каждого пятилетия рассчитывались: средние значения температуры воздуха, суммарное количество атмосферных осадков и повторяемость экологически значимого (от источника выбросов загрязняющих веществ) направления ветра. Исходные данные брались на сайте Всероссийского научно-исследовательского института гидрометеорологической информации – Мирового центра данных http://meteo.ru (Специализированные…, 2016).

По известным формулам расчета асимметрии и эксцесса (Войткевич и др., 1990) проверялось соответствие распределения используемых значений ширины годичных колец, плотности древесины и содержания химических элементов нормальному и логнормальному законам. Для сравнения выборок использовались медианные значения. При проведении корреляционного и факторного анализов статистически аномальные наблюдения исключались из рассмотрения с учетом выбранного закона распределения по «правилу трех сигм». Полученные значения сравнивались с табличными данными (Большев, Смирнов, 1983). Статистические расчеты осуществлялись с помощью пакета «Анализ данных» программы Microsoft Excel и программы STATGRAPHICS Plus 5.0.

Результаты

В табл. 1 представлены данные о содержании ТМ в годичных кольцах, ширине годичных колец (D_5) и плотности древесины (p_5), полученные в ходе настоящих исследований для *Pinus sylvestris* L. на территории Республики Карелия. Повышенное содержание ТМ (кроме Mn) в годичных кольцах разных пятилетних периодов, а также заметные различия средних арифметических и медианных значений (прежде всего, содержания Pb и Cu) объясняются указанными выше причинами загрязнения территории, в том числе приближением мест произрастания деревьев к крупным стационарным источникам выбросов. Кроме того, эти различия связываются с наличием единичных статистически аномальных (трехсигмовых) значений содержания Pb, Cr, Zn и Cd, определенных в разных пространственно-временных координатах и требующих интерпретации в будущем на большем статистическом материале.

Таблица 1. Содержание ТМ (мг/кг воздушно-сухой навески), ширина годичных колец (мм) и плотность древесины (кг/м^3) в деревьях *Pinus sylvestris* L. за период 1952–2001 гг.

Table 1. Heavy metals content (mg/kg air-dried sample), width of the annual rings (mm) and wood density (kg/m^3) in *Pinus sylvestris* L. trees in the period 1952–2001

	Mn	Cr	Pb	Cd	Ni	Fe	Cu	Zn	D_5	p_5
	Общая выборка (13 кернов)									
Среднее	33.24	2.25	4.58	1.53	3.30	37.51	5.10	12.36	1.90	464.7
Медиана	30.40	1.55	0.80	1.20	2.90	25.85	2.35	9.15	1.73	459.0
Стандартное отклонение	21.958	2.531	22.45	1.253	1.552	34.30	6.598	14.62	1.032	56.36
Минимум	2.40	0.27	0.03	0.20	следы	5.50	0.60	1.70	0.46	343.0
Максимум	92.9	23.0	250.4	8.30	9.10	171.9	39.8	127.4	6.42	646.0

Число анализов (n)	128	130	130	128	128	128	128	128	129	129
	Деревья возраста 50–60 лет (n = 47)									
Среднее	29.26	1.63	0.68	0.84	2.87	16.63	2.73	13.10	2.58	449.3
Медиана	25.80	0.99	0.37	0.70	2.20	12.20	1.70	7.90	**2.42**	445.0
Стандартное отклонение	24.174	3.288	0.814	0.370	1.699	12.668	3.226	21.454	1.175	54.63
Минимум	2.40	0.27	0.05	0.20	0.80	5.50	0.60	1.70	0.72	354.0
Максимум	92.9	23.0	3.52	1.90	9.10	61.7	16.6	127.4	6.42	610.0
	Деревья возраста 80–150 лет (n = 80)									
Среднее	35.53	2.66	7.04	1.95	3.57	50.05	6.54	12.01	1.48	474.0
Медиана	**32.90**	**2.03**	**1.71**	**1.50**	**3.30**	**38.05**	**3.70**	**10.10**	1.39	**470.0**
Стандартное отклонение	20.490	1.928	28.403	1.404	1.403	37.055	7.635	8.637	0.677	55.971
Минимум	3.70	0.30	0.03	0.60	0.50	8.70	0.80	4.20	0.46	343.0
Максимум	90.2	10.53	250.4	8.30	7.80	171.9	39.8	77.9	3.12	646.0
	Северные ареалы, возраст 80–150 лет (n = 50)									
Среднее	38.50	2.91	5.24	1.56	3.44	45.71	7.24	13.32	1.30	485.9
Медиана	**35.80**	**2.45**	**2.12**	1.30	3.20	37.35	3.45	**11.05**	1.22	**480.0**
Стандартное отклонение	20.179	1.881	8.350	0.808	1.092	30.620	8.829	10.531	0.608	53.513
Минимум	13.2	0.3	0.03	0.6	1.3	11.4	0.8	4.2	0.46	385.0
Максимум	90.2	8.22	40.48	5.0	6.6	171.9	39.8	77.9	2.65	609.0
	Южные ареалы, возраст 95–120 лет (n = 30)									
Среднее	30.58	2.24	10.03	2.59	3.80	57.27	5.36	9.81	1.78	454.1
Медиана	21.40	1.67	1.10	**1.65**	**3.60**	**43.15**	**4.55**	9.60	**1.57**	457.0
Стандартное отклонение	20.374	1.963	45.443	1.890	1.807	45.495	4.980	2.802	0.687	55.155
Минимум	3.70	0.57	0.08	0.80	0.50	8.70	0.90	6.10	0.92	343.0
Максимум	70.9	10.53	250.4	8.30	7.80	170.5	23.2	16.7	3.12	646.0

На распределение ТМ по годичным кольцам *Pinus sylvestris* L. и величину дендрологических параметров влияют возраст и географическое положение опробованных деревьев (см. табл. 1).

Из табл. 1 видно, что старые деревья *Pinus sylvestris* L., имея меньший прирост годичных колец в течение изученного 50-летнего периода, в большей степени насыщались ТМ (отношение медиан содержания ТМ в старых и более молодых деревьях): Pb(4.62)–Fe(3.12)–Cu(2.18)–Cd(2.14)–Cr(2.05)–Ni(1.50)–Zn(1.28)–Mn(1.28). Как средние, так и медианные значения плотности древесины в группах старых и более молодых деревьев отличаются незначительно (в пределах 5–6 %).

Сравнение старых экземпляров сосен северных и южных ареалов (см. табл. 1) разделяет элементы на две группы: Pb–Cr–Zn, Mn и Cu–Cd–Fe–Ni. Последовательный ряд отношений медиан содержания ТМ северных и южных образцов выглядит следующим образом: Pb(1.94)–Mn(1.67)–Cr(1.47)–Zn(1.15)–Ni(0.89)–Fe(0.87)–Cd(0.79)–Cu(0.76).

В табл. 2 приведены матрицы факторных нагрузок, полученные для 13 образцов

за весь изучаемый временной период за исключением 8 проб, в которых обнаружены статистически аномальные (трехсигмовые) значения содержания Pb, Cr, Zn и Cd. Общая выборка составила 119 значений содержания или логарифмов содержания (при логнормальном распределении) 8 ТМ, а также дендрологических параметров – ширины годичных колец и плотности древесины, усредненных по пятилетним частям кернов.

Таблица 2. Матрицы факторных нагрузок, рассчитанных для выявления статистической связи между содержанием элементов и дендрологическими параметрами *Pinus sylvestris* L. за период 1952–2001 гг. (n = 119)

Table 2. Matrix of factor loadings, designed to detect a statistical relationship between the contents of elements and wood parameters of *Pinus sylvestris* L. in the period 1952–2001 (n = 119)

Значения	Матрица до вращения			Матрица после варимаксного вращения		
	Фактор I	Фактор II	Фактор III	Фактор I	Фактор II	Фактор III
Mn	0.10	**–0.76**	–0.28	–0.08	0.28	**0.76**
lgCr	**0.69**	–0.23	0.44	0.37	**0.76**	–0.08
lgPb	0.43	–0.50	0.47	0.05	**0.80**	0.09
lgCd	**0.87**	0.17	–0.06	**0.85**	0.27	–0.05
lgNi	**0.77**	0.24	–0.05	**0.77**	0.19	–0.11
lgFe	**0.80**	0.26	–0.01	**0.80**	0.23	–0.15
lgCu	**0.71**	0.23	–0.48	**0.86**	–0.12	0.18
lgZn	**0.52**	**–0.50**	0.15	0.24	**0.63**	0.32
lgD_5	**–0.82**	–0.03	0.10	**–0.77**	–0.30	–0.09
p_5	0.04	**–0.60**	**–0.57**	0.02	–0.04	**0.83**
d_f. %	41.0	17.0	10.9			

Примечания. 1. d_f – вклад i-го фактора в общую дисперсию. 2. Полужирным шрифтом выделены значения факторных нагрузок >0.50.

Notes. 1. d_f – the contribution of the i-th factor to the total dispersion. 2. Boldface denotes the value of factor loadings >0.50.

Результаты факторного анализа, представленные в табл. 2, показали, что основными элементами, значения логарифмов содержания которых имеют отрицательную статистическую связь со значением lgD_5 (фактор I, полученный после вращения факторов) являются Cu, Cd, Fe и Ni. При этом если Cu и Fe обычно причисляют к микроэлементам минерального питания, жизненно необходимым и незаменимым для растений (при высоких концентрациях Cu токсична) (Ваганов, Круглов, 2007), то Cd к таким элементам не относят (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989). Благотворное или угнетающее действие Ni на рост растений зависит от его концентрации (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989).

Отмечается (Ваганов, Круглов, 2007), что между зольностью древесины и шириной годичных колец установлена отрицательная корреляционная зависимость с весьма высоким коэффициентом корреляции (r = –0.80). Это, по мнению указанных авторов, означает, что в благоприятные годы, когда создаются оптимальные условия для роста деревьев и синтез органических веществ осуществляется в больших объемах, увеличение ширины годичных колец происходит в основном вследствие накопления органических веществ. В ряде исследований на деревьях, произрастающих на северном пределе их распространения, обнаружена

положительная корреляционная связь зольности с такими используемыми в настоящем исследовании элементами, как Mn (r = 0.88) и Fe (r = 0.49). Таким образом, в годы, благоприятные для роста древесных растений на полярном пределе их существования, одновременно с уменьшением зольности и увеличением ширины годичных колец уменьшается содержание в них, наряду с некоторыми другими элементами, также Mn и Fe. Менее тесно ширина годичных колец связана, например, с содержанием Cu (Ваганов, Круглов, 2007), что не согласуется с результатами наших расчетов (см. табл. 2). Кроме того, в отличие от представленных литературных данных, содержание Mn в годичных кольцах совершенно не связано с приростом *Pinus sylvestris* L., но отчетливо связано с плотностью древесины (см. табл. 2).

При варимаксном вращении Pb, Cr и Zn образуют собственный фактор (II), что согласуется с различием медианных значений содержания этих элементов в годичных кольцах старых деревьев *Pinus sylvestris* L. из северных и южных ареалов (см. табл. 1).

Факторный анализ, проведенный для 5 образцов кернов *Pinus sylvestris* L. из северных районов Республики Карелия (см. рис. 1), подтвердил отрицательную статистическую связь между приростом годичных колец изученных деревьев и содержанием элементов группы Cu–Cd–Ni–Fe (фактор I в табл. 3). Загрязнение ТМ, с одной стороны, может быть связано с трансграничными переносами в результате развития производства цветных металлов в Западной Европе в 1960–1970-е гг. Только в середине 1970-х годов стали использоваться электростатические фильтры и тканевые уловители, которые позволили достичь первого значительного сокращения выбросов опасных элементов (Pacyna, 1996; ESPREME, 2007). С другой стороны, загрязнение также связывается с деятельностью ОАО «Карельский окатыш» с момента введения в эксплуатацию в 1982 г. Костомукшского ГОКа (обр. 311–01, 312–01 и 314–01 на рис. 2). Так, очевидность воздействия выбросов горно-обогатительного комбината на участок отбора образца 311–01, расположенный в 40 км к юго-востоку от данного источника, доказывается связью с количеством выбросов твердых веществ и повторяемостью северо-западного направления ветра (табл. 4). Аналогичная связь с ветровым режимом для 20-летнего периода работы Костомукшского ГОКа наблюдается и для остальных образцов (см. рис. 2). Вместе с тем интенсивность загрязнения различается, в том числе из-за разницы в расстояниях от источника выбросов.

Таблица 3. Результаты факторного анализа для *Pinus sylvestris* L. за период 1952–2001 гг. (Север, возраст деревьев 80–100 лет; n = 49)
Table 3. The results of the factor analysis of *Pinus sylvestris* L. for the period 1952–2001 (North, tree age 80–100 years; n = 49)

Значения	Матрица до вращения				Матрица после варимаксного вращения			
	Фактор I	Фактор II	Фактор III	Фактор IV	Фактор I	Фактор II	Фактор III	Фактор IV
Mn	0.09	**0.79**	0.32	0.00	0.28	0.50	**–0.54**	0.34
lgCr	–0.30	0.18	**–0.56**	–0.42	0.11	0.28	**0.65**	0.32
lgPb	0.25	**0.58**	–0.25	0.18	–0.07	**0.69**	–0.15	0.01
lgCd	**–0.80**	0.27	–0.07	–0.09	**0.77**	0.10	0.34	0.10
lgNi	**–0.68**	0.20	0.16	0.07	**0.73**	–0.02	0.08	–0.02
lgFe	**–0.73**	–0.39	–0.25	–0.16	0.42	–0.35	**0.69**	–0.10
lgCu	**–0.80**	0.11	0.44	0.19	**0.90**	–0.22	–0.10	–0.11
lgZn	0.09	**0.58**	**–0.51**	–0.17	–0.05	**0.71**	0.24	0.28
lgD_5	**0.82**	–0.33	–0.18	–0.06	**–0.90**	–0.05	–0.09	–0.03

p_5	0.44	0.29	**0.61**	–0.05	–0.11	–0.01	**–0.75**	0.29
lg(T+10)	–0.08	–0.44	0.44	–0.49	–0.01	**–0.71**	–0.02	0.37
lgP	–0.15	–0.32	–0.25	**0.74**	0.03	0.01	0.13	**–0.84**
d_f. %	**27.8**	**17.6**	**14.1**	**9.2**				

Примечания. Рассчитанные по пятилетиям с использованием данных метеостанции «Калевала» (Специализированные…, 2016): T – средняя температура воздуха (для ухода от отрицательных величин при логарифмировании все значения увеличены на 10); P – суммарное количество осадков (по скорректированным данным).

Notes. Calculated by five-years by using the data from the meteorological station «Kalevala» (Specialized… , 2016): T – average air temperature (to avoid negative values when taking the logarithm, all the values were increased by 10); P – total amount of precipitation (according to adjusted data).

Таблица 4. Содержание ТМ, ширина годичных колец *Pinus sylvestris* L., повторяемость северо-западного направления ветра (СЗ 300–320°) и количество выбросов твердых веществ ($Мтв_5$) и диоксида серы (Ms_5) от железорудного ГОКа по пятилетним периодам

Table 4. Heavy metals content, width of the annual rings of*Pinus sylvestris* L., repeatability of the north-west (NW 300–320°) wind direction and emissions of particulate matter (Mpm_5) and sulfur dioxide (Ms_5) from Iron Ore Processing Combine for five-year periods

Периоды	1982–1986	1987–1991	1992–1996	1997–2001
Cu	21.9	32.9	39.8	28.4
Cd	2	1.5	2.2	1.7
Ni	4.7	4.2	5.2	4.4
Fe	19.9	34.2	86.2	28.2
Zn	7.8	8.3	10.2	9.3
D_5, мм	0.54	0.65	0.56	0.96
NW_5, %	8.04	8.16	11.2	7.09
$Мтв_5$, т	4574.2	4938.6	5622.8	6495.0
Ms_5, т	39151.2	60514.8	50714.0	32921.0

Примечание. Данные по выбросам загрязняющих веществ по: Оценка воздействия…, 2002.

Note. Data on emissions of pollutants by: Impact Assessment…, 2002 (rus).

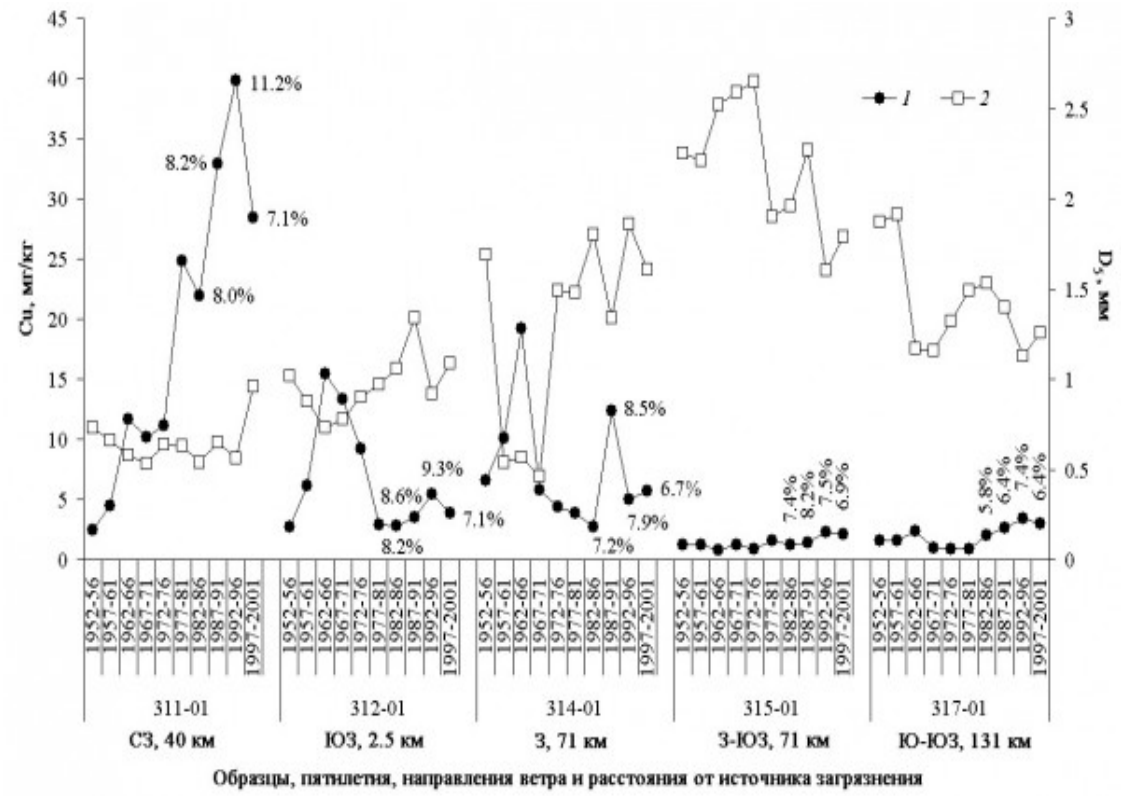

Рис. 2. Содержание Cu в годичных кольцах и радиальный прирост *Pinus sylvestris* L. на севере Республики Карелия в период 1952–2001 гг.: *1* – содержание Cu; *2* – ширина годичных колец (D_5); СЗ, 40 км… – направления ветра в створе 20° (экологически значимое) и расстояние от источника загрязнения; в % приведены средние за пятилетия повторяемости экологически значимых направлений ветра (за период работы Костомукшского ГОКа в 1982–2001 гг.)

Fig. 2. Cu content in the annual rings and radial growth of*Pinus sylvestris* L. in the North of the Republic of Karelia from 1952 to 2001: *1* – Cu content, *2* – width of the annual rings (D_5); NW at 40 km… – wind direction in the alignment of 20° (environmentally significant) and the distance from the source of air pollution; the average five-year repeatability of environmentally significant wind directions given in % (during the period of activity of the Kostomuksha Mining Processing Combine from 1982 to 2001)

По расчетам с использованием данных метеостанции «Калевала» среднепятилетняя температура воздуха в районе отбора образцов в северной части Республики Карелия в изученный период 1952–2001 гг. колебалась в пределах от –0.22 до +1.17 ^{o}C (медианное значение +0.64 ^{o}C). Общее количество осадков (по скорректированным значениям) составило за 50 лет около 26440 мм и колебалось по пятилетиям от 2411.5 до 2839.8 мм. При этом табл. 3 практически не показывает связи между этими естественными факторами и приростом годичных колец деревьев в исследованных загрязненных районах в наблюдаемый 50-летний период.

Антагонизм Mn с Fe и Cr (фактор III после вращения – см. табл. 3) связан с различиями плотности древесины. Фактор II после варимаксного вращения формируется в основном положительными факторными нагрузками на Zn, Pb и Mn и отрицательной – на значение температуры воздуха.

Следует отметить, что «искажение» факторных структур (см. табл. 2, 3) может быть следствием довольно частых резких пиков содержания некоторых элементов. Например, это касается Pb, значительный рост содержания которого в ряде случаев точно совпадает с периодами выпадения радиоактивных изотопов, образовавшихся в ходе испытаний атомного оружия в 1950–1970-х гг. (рис. 3).

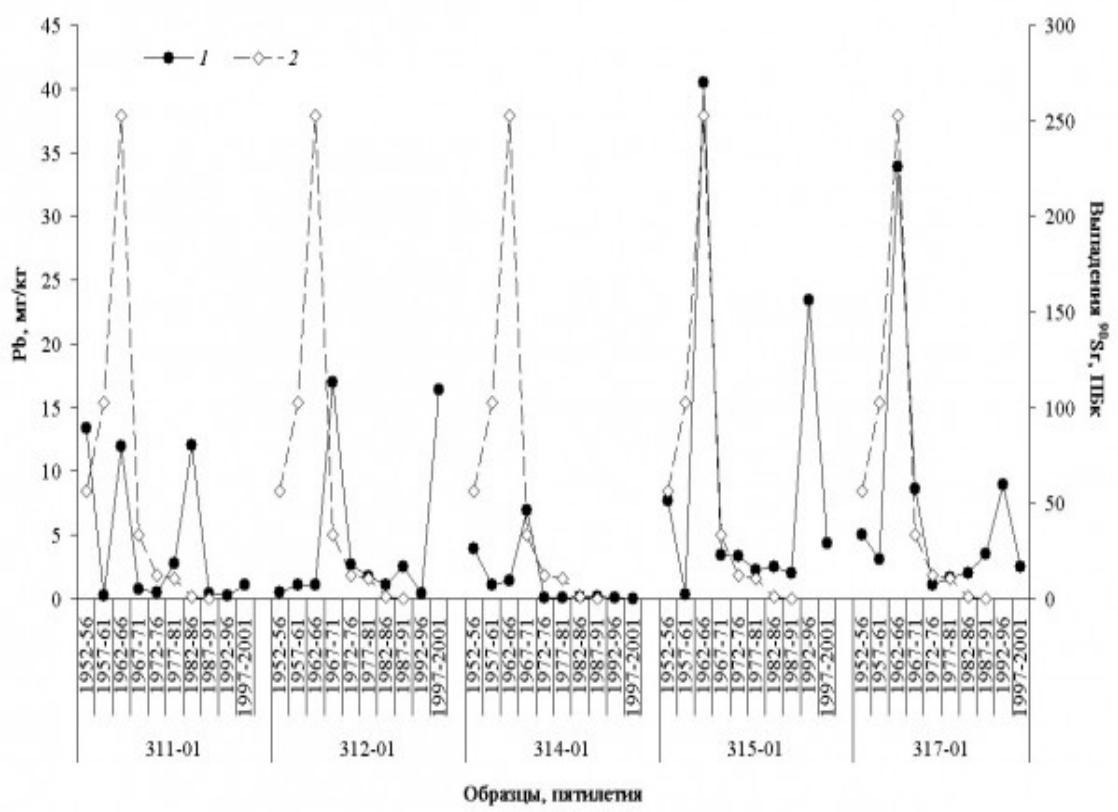

Рис. 3. Содержание Pb в годичных кольцах *Pinus sylvestris* L. на севере Республики Карелия в период 1952–2001 гг. и радиоактивные выпадения в Северном полушарии (по ^{90}Sr): *1* – содержание Pb, *2* – выпадения ^{90}Sr (по: Sources and Effects…, 2000)

Fig. 3. Content of Pb in annual rings of *Pinus sylvestris* L. in the North of the Republic of Karelia during the period 1952–2001 and radioactive depositions in Northern Hemisphere (by ^{90}Sr): *1* – content of Pb, *2* – ^{90}Sr deposition (by Sources and Effects…, 2000)

Ранее (Рыбаков и др., 1997; Рыбаков, 2000) с помощью локального лазерного спектрометрического анализа в годичных кольцах *Pinus sylvestris* L. из Медвежьегорского района, соответствующих времени испытаний ядерного оружия, выпадения радионуклидов (Моисеев, Иванов, 1990; Sources and Effects…, 2000) и Чернобыльской катастрофы, обнаружены U, Ra, Ac, Pu, Pa, Tc, Pb, Bi, Sr и другие элементы. Наличие повышенного содержания Pb в искомых годичных кольцах частично может быть следствием распада тяжелых радионуклидов с различными периодами полураспада, поступивших из тропосферных и глобальных выпадений.

Очевидно, что в каждом пятилетии мы имеем дело с суммарным содержанием Pb из различных источников – природных и техногенных. Так, согласно историческим трендам за период 1955–1990 гг. (Pacyna, 1996), максимальные ежегодные выбросы Pb в Европе – порядка 150–160 тыс. тонн – приходятся на 1970-е гг. Постепенно снижаясь, уже к 1990 г. эти выбросы оценивались примерно в 60 тыс. тонн в год.

Причины увеличения содержания Pb в годичных кольцах *Pinus sylvestris* L. в 1990-е гг. (обр. 312–01, 315–01 и 317–01 на рис. 3), а также постоянно наблюдаемой необычной для растений (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989) положительной корреляции его содержания с содержанием Zn (см. табл. 2, 3) точно не определены. Так, поступление ТМ в растения может быть связано, помимо фолиарного поглощения, еще и с увеличением кислотности почв за счет техногенных выбросов соединений S. Это, в свою очередь, предполагает рост содержания подвижных доступных растениям форм токсикантов, имеющих иной источник, например, для Pb – транспорт в условиях придорожного ландшафта (обр. 315–01 и 317–01). Ориентировочно можно отметить, например, что выбросы загрязняющих веществ от автотранспорта в Карелии

составили (Государственный доклад…, 1993, 2002 и др.) в 1992 г. около 91 тыс. т, в 1993 г. – 63.2 тыс. т, всего за 1992–1996 гг. – 288.4 тыс. т, в то время как за 1997–2001 гг. – 219.1 тыс. т (на 24 % меньше, чем за предыдущее пятилетие). Вместе с тем в дальнейших исследованиях следует учитывать также особенности взаимоотношений совместно присутствующих химических элементов, в частности антагонизм Pb и S в растениях (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989).

Заключение

Учет естественных параметров, таких как возраст деревьев, географическое положение мест произрастания, погодно-климатические характеристики (температура воздуха, количество осадков и повторяемость направлений ветра), позволил с достаточной статистической достоверностью выявить связь между загрязнением окружающей среды и повышенным содержанием ТМ в годичных кольцах изученных экземпляров *Pinus sylvestris* L. При этом радиальный прирост (ширина годичных колец) деревьев связан обратной статистической зависимостью с содержанием Cu, Cd, Ni и Fe, а не с температурой или количеством осадков.

На плотность древесины оказывают влияние возраст деревьев и их географическое положение. Наибольшие ее значения фиксируются в старых деревьях и деревьях, произрастающих в северной части Республики Карелия. Вместе с тем при помощи факторного анализа показано, что более плотные годичные кольца *Pinus sylvestris* L. содержат больше Mn, а в северных ареалах также меньше Fe и Cr.

Присутствие Pb в годичных кольцах *Pinus sylvestris* L. может иметь несколько причин. Однако часть пиков содержания этого металла точно совпадает с периодом наиболее интенсивных испытаний атомного оружия в 1950–1970-х гг. Это согласуется с предположением о появлении определенных количеств Pb в древесине *Pinus sylvestris* L. за счет распада некоторых тяжелых радиоактивных элементов (наличие радиоактивного загрязнения вследствие атмосферных выпадений показано ранее на примере *Pinus sylvestris* L. в Медвежьегорском районе Республики Карелия). Вместе с тем в этом контексте пока не очень ясна роль Zn, который проявляет положительную, а не как обычно для растений отрицательную корреляцию со Pb.

Таким образом, несмотря на ряд трудностей в интерпретации полученных данных, можно подтвердить, что использование годичных колец повсеместно произрастающей в Республике Карелия *Pinus sylvestris* L. вносит значительный вклад в исследование пространственно-временной динамики загрязнения окружающей среды региона.

Работа выполнена на основе собственных архивных аналитических материалов в рамках темы НИР № 207 «Пространственно-временная динамика природного и техногенного преобразования окружающей среды, изменение климата и эволюция биоты в регионе Юго-Восточной Фенноскандии» в Институте геологии Карельского научного центра РАН.

Библиография

Алексеев А. С., Сорока А. Р. Рост насаждений сосны обыкновенной на Северо-Западе Кольского полуострова в связи с возможными региональными изменениями окружающей среды // Экология северных территорий России. Проблемы, прогноз ситуации, пути развития, решения: Материалы международной конференции. Архангельск: Институт экологических проблем Севера УрО РАН, 2002. С. 273–278.

Большев Л. Н., Смирнов Н. В. Таблицы математической статистики . М.: Наука. Главная редакция физико-математической литературы, 1983. 416 с.

Ваганов Е. А., Круглов В. Б. Экология древесных растений: Курс лекций . Красноярск, 2007. 230 с.

Войткевич Г. В., Кокин А. В., Мирошников А. Е., Прохоров В. Г. Справочник по геохимии . М.: Недра, 1990. 480 с.

Государственный доклад о состоянии окружающей природной среды Республики Карелия в 1992 году . Петрозаводск: Министерство экологии и природных ресурсов

Республики Карелия, 1993. 63 с.

Государственный доклад о состоянии окружающей природной среды Республики Карелия в 1997 году . Петрозаводск: Государственный комитет охраны окружающей среды по Республике Карелия, 1998. 220 с.

Государственный доклад о состоянии окружающей природной среды Республики Карелия в 2001 году . Петрозаводск: Комитет природных ресурсов по Республике Карелия, 2002. 240 с.

Дьяконов В. В., Козлов В. А., Коржицкая З. А. Оценка загрязнения тяжелыми металлами и серой лесных экосистем Республики Карелия // Проблемы антропогенной трансформации лесных биоценозов Карелии. Петрозаводск, 1996. С. 167–182.

Иешко Е. П., Титов А. Ф. Основные тенденции изменения состояния окружающей природной среды в Республике Карелия // Экология северных территорий России. Проблемы, прогноз ситуации, пути развития, решения: Материалы международной конференции. Архангельск: Институт экологических проблем Севера УрО РАН, 2002. С. 12–16.

Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях: Пер. с англ. . М.: Мир, 1989. 439 с.

Козлов В. А., Кистерная М. В., Клеманский Ю. М. и др. Аналитическое обеспечение мониторинга лесных экосистем // Биоэкологические аспекты мониторинга лесных экосистем Северо-Запада России. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2001. С. 278–285.

Лазарева И. П., Кучко А. А., Кравченко А. В. и др. Влияние аэротехногенного загрязнения на состояние сосновых лесов северной Карелии . Петрозаводск, 1992. 52 с.

Лозановская И. Н., Орлов Д. С., Садовникова Л. К. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении: Учебное пособие для вузов . М.: Высш. шк., 1998. 287 с.

Моисеев А. А., Иванов В. И. Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене. 4-е изд., перераб. и доп. . М.: Энергоатомиздат, 1990. 252 с.

Неверова О. А. Экологическая оценка состояния древесных растений и загрязнения окружающей среды промышленного города (на примере г. Кемерово): Автореф. дисс. … д-ра биол. наук . М., 2004. 37 с.

Неверова О. А., Цандекова О. Л. Фотосинтетическая способность древесных растений как индикатор суммарного загрязнения атмосферного воздуха городской среды // Сибирский экологический журнал. 2010. Т. 17. № 2. С. 193–196.

Оценка воздействия на окружающую среду Проекта разработки Корпангского железорудного месторождения. Костомукша, Республика Карелия: Отчет для ОАО «Карельский окатыш» . М., 2002. 53 с.

Рыбаков Д. С., Замойский В. Л., Косовец Ю. Г. Исследования радиоактивного загрязнения в Медвежьегорском районе Республики Карелия // Проблемы геоэкологии Карелии. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1997. С. 61–73.

Рыбаков Д. С. Первые данные дендрогеохимического определения многолетней динамики загрязнения Петрозаводска // Вопросы геологии и экологии Карелии: По материалам конференции молодых ученых. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1999. С. 51–57.

Рыбаков Д. С. Особенности распределения техногенных загрязнителей по годичным кольцам сосны (на примере Карелии) // Строение, свойства и качество древесины – 2000: Материалы III Международного симпозиума. 11–14 сент. 2000. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2000. С. 72–75.

Рыбаков Д. С. Воздействие тяжелых металлов на годичный прирост и плотность древесины сосны // Биокосные взаимодействия: жизнь и камень: Материалы I Международного симпозиума. СПб., 2002. С. 296–299.

Садовникова Л. К., Орлов Д. С., Лозановская И. Н. Экология и охрана окружающей среды при химическом загрязнении: Учебное пособие для вузов . М.: Высш. шк., 2006. 334 с.

Специализированные массивы для климатических исследований / ВНИИГМИ-МЦД. Обнинск. URL: http://aisori.meteo.ru/ClimateR (дата обращения: 08.01.2016).

Федорец Н. Г., Дьяконов В. В., Литинский П. Ю., Шильцова Г. В. Загрязнение лесной территории Карелии тяжелыми металлами и серой . Петрозаводск: Изд-во

КарНЦ РАН, 1998. 47 с.

Хантемиров Р. М. Биоиндикация загрязнения среды в прошлом на основе анализа содержания химических элементов в годичных слоях древесины // Проблемы экологического мониторинга и моделирование экосистем. Т. XVI. СПб.: Гидрометеоиздат, 1996. С. 153–164.

Черненькова Т. В. Реакция лесной растительности на промышленное загрязнение . М.: Наука, 2002. 191 с.

Cutter B. E., Guyette R. P. Anatomical, Chemical and Ecological Factors Affecting Tree Species Choice in Dendrochemistry Studies // Journal of Environmental Quality. 1993. Vol. 22. № 3. P. 611–619.

Elvingson P., Ågren C. Air and the Environment. Göteborg: The Swedish NGO Secretariat on Acid Rain, 2004. 174 p.

ESPREME – Estimation of willingness-to-pay to reduce risks of exposure to heavy metals and cost-benefit analysis for reducing heavy metals occurrence in Europe. Publishable final activity report of the ESPREME Project, FP6, 2007. URL: http://espreme.ier.uni-stuttgart.de (дата обращения: 12.01.2016).

Hantemirov R. M. Possibility to use chemical elements in tree rings of Scots pine for the air pollution reconstruction // Tree rings and environment: Proceedings of the International Dendrochronological Symposium, Ystad, South Sweden, 3–9 September 1990. Lund: Lund University, Department of Quaternary Geology, 1992. P. 142–145.

Pacyna J. M. Atmospheric emissions of heavy metals for Europe. Improvements, updates, historical data and projections. A Report for the International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA). Laxenburg, Norway, 1996.

Sources and Effects of Ionizing Radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with scientific annexes. 2000. Vol. I. Annex C: Exposures from man-made sources of radiation. URL: http://www.unscear.org/docs/reports/annexc.pdf (дата обращения: 12.01.2016).

BIOGEOCHEMICAL ASSESSMENT OF ENVIRONMENTAL RISK BY THE EXAMPLE OF PINUS SYLVESTRIS L.

RYBAKOV Dmitry Sergeevich

Ph.D., Institute of Geology, Karelian Research Center (Pushkinskaya st.,11, Petrozavodsk, Republic of Karelia, Russia, 185910), rybakovd@krc.karelia.ru

Keywords:
pollution, heavy metals, Pinus sylvestris L., radial growth, annual rings, wood density

Reviewer:
E. Panova

Received on:
15 January 2016
Published on:
19 May 2016

Summary: The possibility of using annual rings of Pinus sylvestris L. to assess chemical pollution in the Republic of Karelia is discussed. With the help of principal component factor analysis the relationship between the contents of chemical elements and dendrological parameters – the width of annual rings and wood density - was revealed. The main factors contributing to the pollution of the northern part of the Republic of Karelia by the emission from iron-ore enterprise JSC «Karelsky Okatysh» are frequent ecologically significant wind directions, the distance from the source and the total mass of the emission. The value of radial growth (the average width of annual rings for five-years) of Pinus sylvestris L. is connected negatively with the content of Cu, Cd, Ni and Fe. As an element of nutrition, Mn is positively correlated with the density of wood wherein it is an antagonist of Fe and partially of Cr in northern areas . Several peaks of Pb content coincide with the most intense tests of atomic weapons. Sharp maximums of Pb can also be due to a cross-border pollution and emission from regional sources.

Соловьёв В. С., Жевновская А. Н., Гашев С. Н., Соловьёва С. В. Влияние электромагнитного излучения промышленной частоты на гематологические показатели периферической крови грызунов // Принципы экологии. 2016. № 2. С. 84–90. DOI: 10.15393/j1.art.2016.4822

научный электронный журнал ПРИНЦИПЫ ЭКОЛОГИИ

ПЕТРОЗАВОДСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ

https://ecopri.ru **https://petrsu.ru**

УДК 57.043:599.322/.324

ВЛИЯНИЕ ЭЛЕКТРОМАГНИТНОГО ИЗЛУЧЕНИЯ ПРОМЫШЛЕННОЙ ЧАСТОТЫ НА ГЕМАТОЛОГИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ ПЕРИФЕРИЧЕСКОЙ КРОВИ ГРЫЗУНОВ

СОЛОВЬЁВ Владимир Сергеевич	*доктор медицинских наук, профессор, Тюменский государственный университет (625003, Тюмень, ул. Семакова, 10), adapt78@yandex.ru*
ЖЕВНОВСКАЯ Анна Николаевна	*Тюменский государственный медицинский университет Министерства здравоохранения Российской Федерации (625007, Тюменская обл., г. Тюмень, ул. Одесская, д. 54), a.n.zaytseva@mail.ru*
ГАШЕВ Сергей Николаевич	*доктор биологических наук, профессор, Тюменский государственный университет (625003, Тюмень, ул. Семакова, 10), gsn-61@mail.ru*
СОЛОВЬЁВА Светлана Владимировна	*доктор медицинских наук, доцент, Тюменский государственный медицинский университет Министерства здравоохранения Российской Федерации (625007, Тюменская обл., г. Тюмень, ул. Одесская, д. 54), svsolov@mail.ru*

Ключевые слова: гематологические показатели, беспородные белые мыши, электромагнитное поле промышленной частоты

Рецензент: В. А. Илюха

Получена: 01 марта 2016 года
Подписана к печати: 20 июня 2016 года

Аннотация. Изучали гематологические показатели периферической крови беспородных белых мышей, находившихся в условиях хронического воздействия электромагнитного излучения промышленной частоты. Показано, что длительное нахождение в зоне воздействия фактора вызывает сдвиг в системе эритрон и изменение общего количества лейкоцитов в крови животных. Эффекты при электромагнитном воздействии неспецифичны и могут отражать общую реакцию организма на экстремальные физико-химические воздействия. Чувствительность к воздействию изучаемого фактора зависит от пола животного.

© Петрозаводский государственный университет

Введение

Электромагнитное поле (ЭМП) искусственного происхождения является важным и значимым экологическим фактором с высокой биологической активностью. Электромагнитное загрязнение окружающей среды ВОЗ включено в перечень приоритетных проблем для человечества. В последние десятилетия в связи с развитием электроэнергетики увеличивается количество электростанций и протяженность линий электропередачи, которые являются источниками электромагнитного излучения промышленной частоты (ПЧ) – 50 Гц. Источники излучения данного частотного диапазона распространены повсеместно и оказывают непрекращающееся воздействие на все живые организмы зоны влияния. В связи с этим актуальным видится изучение различных аспектов воздействия на живые системы и млекопитающих, в частности, ЭМП промышленных частот.

Целью настоящей работы являлось изучение влияния электромагнитного излучения промышленной частоты на гематологические показатели периферической крови беспородных белых мышей в условиях хронического воздействия фактора.

Материалы

Эксперимент выполнен на 40 взрослых беспородных белых мышах (*Mus musculus* var. alb.) возраста 12–13 месяцев. В группы опыта и контроля отбирали по 10 активных и внешне здоровых самцов и самок. Животных содержали в условиях вивария на полноценной диете со свободным доступом воды. В постановке эксперимента руководствовались приказом № 267 МЗ РФ (19.06.2003 г.) и требованиями Европейской конвенции о защите позвоночных животных, используемых для экспериментов или в иных научных целях (Страсбург, 18 марта 1986 г.).

Методы

Общее облучение мышей группы опыта осуществляли электромагнитным полем трансформатора «Вега–5М» (частота 50 Гц). Время экспозиции составляло по 8 часов ежедневно в течение 30 дней. Стабильность и напряженность электромагнитного поля внутри клетки контролировали комплектом приборов «Циклон-05». Напряженность электрического поля составляла 10 В/м (санитарная норма для человека до 0.5 кВ/м (МСанПин 001-96; СанПиН 2.1.2.2645-10)), значение магнитной индукции (плотности магнитного потока) – 195 нТл (санитарная норма для человека до 5 мкТл (СанПиН 2.1.2.2645-10)). Контрольная группа животных воздействию изучаемого фактора не подвергалась.

Диагностическое тестирование цельной крови *in vitro* проводили в день сбора, не позднее 0.5 часа от момента взятия из хвостовой вены животного и при комнатной температуре. В качестве антикоагулянта использовали ЭДТА. При подсчете форменных элементов крови прибегали к помощи автоматического гематологического анализатора для ветеринарии PCE 90 Vet (производитель High Technology, США. Версия 1.1 от 03.2006). При исследовании участия системы крови в неспецифических защитных реакциях основывались на работе Л. Х. Гаркави с соавторами (Гаркави, 1998).

Достоверность различий оценивали по t критерию Стьюдента. Данные представлены в виде средних значений и их ошибок. Кроме того, использовали двухфакторный дисперсионный анализ для определения доли влияния на изучаемый признак ЭМП и пола зверьков.

Результаты

По результатам эксперимента в крови животных группы опыта отмечены сниженные относительно контроля и справочных норм (Мотузко и др., 2008) числа эритроцитов (табл. 1). Концентрация гемоглобина цельной крови была ниже контрольного значения на 26.8 % у самцов и на 38.2 % у самок. Состояния систем эритрон обоих полов животных опыта, таким образом, могут быть описаны как анемии. Согласно значениям гематокрита и концентрации гемоглобина определена анемия

легкой степени тяжести у самцов и средней степени у самок.

Таблица 1. Показатели эритроцитов периферической крови беспородных белых мышей после месячной экспозиции в эксперименте

Показатели	**Группа животных**			
	♀опыт	**♀контроль**	**♂опыт**	**♂контроль**
Число эритроцитов, $\times 10^{12}$/л	6.51 ± 0.548**	8.79 ± 0.452	7.60 ± 0.762*	9.49 ± 0.497
Концентрация гемоглобина, г/л	78.10 ± 7.741***	126.40 ± 6.010	94.90 ± 11.236*	129.60 ± 7.525
Гематокрит, %	32.76 ± 2.745**	43.98 ± 2.184	36.98 ± 4.207	45.56 ± 3.027
Средний объем эритроцита, фл	50.41 ± 1.110	50.36 ± 1.619	48.45 ± 1.884	47.87 ± 1.464
Среднее содержание гемоглобина в эритроците, пг	11.81 ± 0.194***	14.36 ± 0.180	12.25 ± 0.516*	13.56 ± 0.181
Средняя концентрация гемоглобина в эритроците, г/л	236.10±5.431***	287.70 ± 6.116	254.20 ± 6.022**	285.90 ± 5.954
Ширина распределения эритроцитов, %	14.55 ± 0.367	14.88 ± 0.472	15.36 ± 0.873	13.85 ± 0.281

Примечание. Здесь и в табл. 2, 3: * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

При изучении эритроцитарных показателей мышей группы опыта выявили одинаковые направления их изменений относительно контрольных значений у самцов и самок. Параллельно со снижением уровня гемоглобина отметили снижение содержания гемоглобина в эритроците (MCH) и насыщенности эритроцита гемоглобином (MCHC), что является показателем гипохромии. Статистически значимых различий среднего объема эритроцита (MCV) у животных эксперимента не выявлено. Этот факт дает возможность определить нормоцитарный характер анемии мышей опыта, а отсутствие достоверных отличий ширины распределения эритроцитов (RDW) указывает на гомогенность популяции эритроцитов нормального размера. Таким образом, анемия животных, которые 30 дней находились в зоне общего 8-часового воздействия ЭМП ПЧ, может быть морфологически классифицирована как нормоцитарная гипохромная и гомогенная.

По результатам дисперсионного анализа фактор наличия ЭМП обеспечивает 25.3 % от общего влияния всех факторов на снижение числа эритроцитов, 39.3 % снижение концентрации гемоглобина, 21.3 % снижение гематокрита и 55.1 % уменьшение насыщенности эритроцита гемоглобином у мышей группы опыта.

Система эритрон осуществляет функцию газообмена и способна благодаря эффективным обратным связям сохранять гомеостаз в изменившихся условиях жизнедеятельности организма. Эритропоэтическая функция мышей синхронно угнеталась у самцов и самок, что говорит об ухудшении антигипоксических свойств крови. Наряду с газообменом, эритроциты участвуют в работе буферных систем крови, в водно-солевом обмене, в адсорбировании токсинов и продуктов расщепления белков, различных ферментативных процессах и др. Очевидно, что снижение как количества красных клеток крови, так и содержания гемоглобина в них, вследствие воздействия электромагнитного излучения промышленной частоты, оказывает влияние и на упомянутые процессы. При этом стоит отметить, что у самок изучаемые показатели красной крови снижены относительно контрольных значений в большей степени, чем у самцов.

Показатели общего числа лейкоцитов периферической крови животных, которые находились в зоне воздействия ЭМП ПЧ, достоверно отличались от контрольных (табл.

2). Выявили противоположное направление отмеченных изменений для самцов и самок. Так, у самцов группы опыта общее количество лейкоцитов в крови было почти троекратно повышено относительно контрольного значения, самым заметным было нарастание числа гранулоцитов. У самок, напротив, отмечено более чем двукратное угнетение лейкопоэза, в большей мере выраженное для лимфопоэза и в меньшей – для гранулопоэза. Эти факты могут свидетельствовать о том, что физиологическая реакция организма животного на воздействие изучаемого фактора зависит от пола.

Таблица 2. Показатели лейкоцитов периферической крови беспородных белых мышей после месячной экспозиции в эксперименте

Показатели, ×10^9/л	**Группа животных**			
	♀опыт	♀контроль	♂опыт	♂контроль
Общее число лейкоцитов	11.99 ± 1.227***	29.26 ± 3.100	25.29 ± 6.019*	8.88 ± 1.159
Количество лимфоцитов	7.79 ± 0.878***	21.21 ± 2.502	16.84 ± 4.195*	6.13 ± 0.976
Количество моноцитов	0.57 ± 0.072*	0.93 ± 0.114	1.10 ± 0.262*	0.40 ± 0.039
Количество гранулоцитов	3.63 ± 0.425***	7.12 ± 0.543	7.35 ± 1.676**	2.35 ± 0.205

В периферической крови самок группы опыта наблюдали сниженные (с различной степенью достоверности) абсолютные количества лимфоцитов, гранулоцитов и моноцитов. У самцов из группы опыта с различной степенью достоверности отметили увеличенные абсолютные количества лимфоцитов, моноцитов и гранулоцитов. Таким образом, уменьшение общего числа лейкоцитов в периферической крови самок, так же как и увеличение аналогичного показателя в крови самцов беспородных белых мышей, подвергнутых хроническому воздействию ЭМП ПЧ, обусловлено изменением количества всех типов лейкоцитов.

Дисперсионный анализ позволил заключить, что на изменение общего числа лейкоцитов фактор присутствия ЭМП не оказал никакого влияния. Однако именно совместное действие факторов (пола и наличия ЭМП) обуславливает количественные изменения всех клеток белой крови: на 38.6 % изменение общего количества лейкоцитов, на 37.6 % количества лимфоцитов, на 25.5 % числа моноцитов и на 36.9 % количества гранулоцитов.

Изменение количества лейкоцитов в крови характеризует функциональное состояние кроветворных органов. Повышение уровня лейкоцитов в крови указывает на усиление деятельности лейкопоэтического аппарата, а понижение свидетельствует об ослаблении лейкопоэза. Возможно, что оба эти состояния, отмеченные для животных опытной группы, являются разными стадиями в развитии одного процесса физиологической реакции на изучаемый фактор. В настоящее время общепризнанно, что нервная система является потенциально наиболее уязвимой к воздействию техногенных электромагнитных полей (Гавриш и др., 2008; Гичев, 1999; Каляда и др., 2014; Суворов, 2013). Мы полагаем, что патологическое раздражение ЭМП вегетативной нервной системы мышей влечет за собой изменение общего количества лейкоцитов в крови животных, при котором наблюдаются две последовательные фазы: 1-я фаза – лейкоцитоз с миелоидной тенденцией, преимущественно симпатикотония, 2-я фаза – лейкопения с лимфатической тенденцией, преимущественно ваготония. При этом можно предположить, что чувствительность к изучаемому фактору и скорость физиологической реакции на его воздействие зависят от пола животного.

Согласно полученным данным, относительное процентное содержание различных форм лейкоцитов в 1 мкл крови животных опытной группы не имело значимых отличий от контроля как у самцов, так и у самок (рис.).

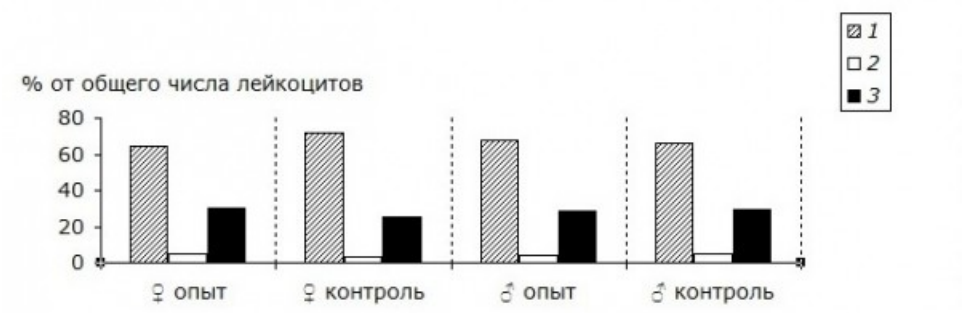

Рис. Дифференциальное количество лейкоцитов периферической крови беспородных белых мышей, находившихся в зоне воздействия электромагнитного поля промышленной частоты и в контроле: *1* – лимфоциты, *2* – моноциты, *3* – гранулоциты

Fig. The differential white cell count in peripheral blood of outbred white mice that were in the area affected by electromagnetic field of industrial frequency, and in controls: *1* – lymphocytes, *2* – monocytes, *3* – granulocytes

Количественные изменения состава белой крови мышей опытной группы, таким образом, носят равномерный, возможно, физиологический характер, без существенного отклонения доли различных типов лейкоцитов. Дифференциальные числа лейкоцитов периферической крови самцов и самок, подвергнутых облучению, находятся также в пределах справочной нормы для данного вида животных (Мотузко и др., 2008).

При сравнении уровня тромбоцитов в крови животных эксперимента отметили, что величина показателя в значительной степени достоверно снижена у мышей-самок, находившихся в зоне ЭМП ПЧ (табл. 3).

Таблица 3. Показатели тромбоцитов периферической крови беспородных белых мышей после месячной экспозиции в эксперименте

Показатели	Группа животных			
	♀опыт	♀контроль	♂опыт	♂контроль
Количество тромбоцитов, $\times 10^9$/л	277.5 ± 29.3***	503.4 ± 46.9	474.7 ± 76.6	408.6 ± 20.4
Средний объем тромбоцита, фл	6.59 ± 0.109	6.74 ± 0.211	6.88 ± 0.216*	6.27 ± 0.127
Ширина распределения тромбоцитов	15.86 ± 0.155	15.76 ± 0.169	15.78 ± 0.317	15.39 ± 0.104
Тромбокрит, %	0.18 ± 0.020***	0.34 ± 0.031	0.33 ± 0.054	0.26 ± 0.013

У мышей-самцов группы опыта не выявили достоверных различий с контролем по показателю количества тромбоцитов, однако отметили увеличение среднего объема тромбоцита относительно контроля.

Следует отметить, что цитопении описываются как нарушения системы крови, вызываемые воздействием ЭМП различных диапазонов частот. Например, в исследовании (Суворов, 2013) поражение системы крови, вследствие длительного облучения ЭМП радиочастот, проявлялось лейкопенией и (в меньшей степени) угнетением тромбоцитарного ростка. Анализ многолетних наблюдений позволил автору указать на фазность развития процесса при хроническом воздействии фактора.

Обсуждение

Таким образом, ЭМП ПЧ снижало защитные механизмы у самок по параметрам красной и белой крови. У самцов устойчивость, возможно, обеспечивалась за счет активации лейкоцитарной неспецифической резистентности. Основываясь на данных

литературы (Гольдберг и др., 2002; Каляда и др., 2014; Лизарев, 2013; Суворов, 2013) и с учетом результатов наших исследований влияния на организм грызунов нефтяного загрязнения (Елифанов и др., 2012) и загрязнения продуктами сгорания попутного нефтяного газа (Гашев и др., 1994), можно предположить, что отмеченные эффекты при электромагнитном воздействии неспецифичны и могут отражать общую реакцию организма на экстремальные физико-химические воздействия.

Заключение

Установлено, что общее хроническое облучение электромагнитным полем промышленной частоты вызвало у беспородных белых мышей сдвиг в системе эритрон, который можно охарактеризовать как анемию средней степени тяжести. Полагаем, что патологическое раздражение ЭМП ПЧ вегетативной нервной системы мышей влечет за собой изменение общего количества лейкоцитов в крови животных, при котором наблюдаются две последовательные фазы: 1-я фаза – лейкоцитоз с миелоидной тенденцией, преимущественно симпатикотония, 2-я фаза – лейкопения с лимфатической тенденцией, преимущественно ваготония. При этом чувствительность к воздействию изучаемого фактора зависит от пола животного. Отмеченные эффекты при электромагнитном воздействии неспецифичны и могут отражать общую реакцию организма на экстремальные физико-химические воздействия.

Библиография

Гавриш Н. Н., Зуев В. Г., Походзей Л. В. и др. Состояние здоровья и работоспособность персонала электроразрядных установок – источников электромагнитных импульсов // Мед. труда. 2008. № 7. С. 15—19.

Гаркави Л. Х., Квакина Е. Б., Кузьменко Т. С. Антистрессорные реакции и активационная терапия . М.: ИМЕДИС, 1998. 656 с.

Гашев С. Н., Казанцева М. Н., Соромотин А. В., Рыбин А. В. Влияние факелов на биогеоценозы Среднего Приобья // Бюл. МОИП. Отд. биологический. 1994. Т. 99. № 1. С. 3—6.

Гичев Ю. П., Гичев Ю. Ю. Влияние электромагнитных полей на здоровье человека: Аналитический обзор . Новосибирск: СО РАН. ГПНТБ, 1999. Вып. 52. 90 с.

Гольдберг Е. Д., Дыгай А. М., Зюзьков Г. Н. и др. Реакции эритроидного ростка кроветворения и механизмы их развития при гипоксии различной степени тяжести // Бюл. экспер. биол. 2002. № 8. С. 142—145.

Елифанов А. В., Гашев С. Н., Моисеенко Т. И. Влияние сырой нефти на организм грызунов в подостром эксперименте // Труды КарНЦ РАН. 2012. № 2. С. 76—83.

Каляда Т. В., Вишневский А. М., Городецкий Б. Н. и др. Медико-биологические исследования электромагнитных полей диапазона радиочастот. Итоги и перспективы // Мед. труда. 2014. № 9. С. 5—11.

Лизарев А. В. Динамика изменений показателей гормонального гомеостаза у работающих при воздействии электромагнитных полей промышленной частоты // Бюл. ВСНЦ СО РАМН. 2013. № 1 (89). С. 188—190.

Мотузко Н. С., Никитин Ю. И., Гусаков В. К. и др. Физиологические показатели животных: Справочник . Минск: Техноперспектива, 2008. 95 с.

МСанПин 001-96 «Санитарные нормы допустимых уровней физических факторов при применении товаров народного потребления в бытовых условиях» .

СанПиН 2.1.2.2645-10 «Санитарно-эпидемиологические требования к условиям проживания в жилых зданиях и помещениях» .

Суворов И. М. Клинический мониторинг в зонах воздействия электромагнитных полей радиочастотного диапазона // Мед. труда. 2013. № 2. С. 14—17.

Благодарности

Работа выполнена в рамках базовой части государственного задания Министерства образования и науки РФ № 01201460003.

INFLUENCE OF ELECTROMAGNETIC RADIATION OF INDUSTRIAL FREQUENCY ON THE PERIPHERAL BLOOD HEMATOLOGICAL PARAMETERS OF THE RODENTS

SOLOVYEV Vladimir Sergeevich	*Dr.Sc., Tyumen State University (10, Semakova st., Tyumen, 625003), adapt78@yandex.ru*
ZHEVNOVSKAYA Anna Nikolaevna	*Tyumen State Medical University (54, Odesskaya st., Tyumen, 625007), a.n.zaytseva@mail.ru*
GASHEV Sergey Nikolaevich	*Dr. Sc., Tyumen State University (10, Semakova st., Tyumen, 625003), gsn-61@mail.ru*
SOLOVYEVA Svetlana Vladimirovna	*Dr. Sc., Tyumen State Medical University (54, Odesskaya st., Tyumen, 625007), svsolov@mail.ru*

Keywords:
hematological parameters, outbred white mice, electromagnetic radiation of industrial frequency

Summary: The authors studied the hematological parameters of peripheral blood in outbred white mice, which were exposed to electromagnetic radiation of industrial frequency. It was shown that the long-term staying in the zone affected by this factor causes the shift in an erythron system and the change in the total number of leucocytes in animals' blood. The effects caused by electromagnetic action are not specific and can reflect the general reaction of an organism to the extreme physical and chemical influence. Sensitivity to the studied factor depends on animal's sex.

Reviewer:
V. A. Ilyukha

Received on:
01 March 2016
Published on:
20 June 2016

научный электронный журнал ПРИНЦИПЫ ЭКОЛОГИИ

ПЕТРОЗАВОДСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ

https://ecopri.ru **https://petrsu.ru**

УДК 57.085.4

МЕТОД ИЗУЧЕНИЯ НЕКРОФИЛЬНЫХ НАСЕКОМЫХ НА ТРУПАХ КРУПНЫХ ЖИВОТНЫХ

ЛЯБЗИНА Светлана Николаевна — *канд. биол. наук, Петрозаводский государственный университет (пр. Ленина, 33), slyabzina@petrsu.ru*

ПРИХОДЬКО Андрей Николаевич — *ГБУЗ «Бюро судебно-медицинской экспертизы» МЗиСР РК (ул. Л. Толстого), andrey_prihodko@list.ru*

ЛАВРУКОВА Ольга Сергеевна — *канд. мед. наук, Петрозаводский государственный университет (пр. Ленина, 33), olgalavrukova@yandex.ru*

Ключевые слова: труп, некробионты, почвенная ловушка, пирамидальная ловушка, судебная энтомология, ловушка для сбора насекомых

Рецензент: А. И. Ермаков

Получена: 08 апреля 2016 года
Подписана к печати: 27 июня 2016 года

Аннотация. В работе описывается устройство для изучения некрофильных насекомых на трупах крупных животных. Устройство состоит из металлической клетки с крышкой, размеры клетки 120 х 80 х 60 см, размер ячеи сверху и сбоку 10 см, снизу 20 см, прутьев для ее фиксации. Также используется пирамидальная ловушка из капрона и с пластиковыми бутылками для отлова летающих насекомых. Пирамидальная ловушка устанавливается на высоту 1.5 м с помощью шеста, зафиксированного в землю. Она полностью закрывает клетку с приманкой и натягивается с четырех сторон. В верхнем углу ловушки находится округлое отверстие, через которое насекомые попадают в ловчий стакан с жидкостью для фиксации. В поимке почвенных видов используют почвенную ловушку-банку, вкопанную в землю.

© Петрозаводский государственный университет

Введение

Известны различные способы для отлова и сбора некрофильных насекомых, данные о которых необходимы для проведения судебно-медицинских экспертиз с целью решения вопроса продолжительности постмортального интервала (Anderson, VanLaerhoven, 1996; Davies, 1999; Matuszewski et al., 2008).

Задачей данной работы является описание метода изучения состава комплекса некробионтов, особенностей их биологии и участия в разложении трупа крупного животного в естественных условиях. Данные сведения необходимы для разработки методики проведения комплексных судебно-энтомологических экспертиз.

Традиционные методы исследований

Одно из первых приспособлений для изучения разложения трупов было предложено Дж. Пейном (Payne, 1965). Автор укладывал трупы небольших животных (поросята) в специально изготовленные клетки для наблюдения за их разложением. Клетки предназначались для защиты приманки от крупных хищников.

П. Шубек (Shubeck, 1976), изучая некробионтов, предлагал для защиты трупной приманки от кормящихся падалью позвоночных животных использовать деревянный короб с крышкой, фиксированный к платформе, твердо закрепленной на земле (рис. 1). Этот способ позволяет сохранить трупную приманку, но ограничивает воздействие всех факторов внешней среды и искажает естественный процесс разложения, т. к. отсутствует контакт трупа с растительным покровом и почвенным слоем.

Рис. 1. Короб для изучения насекомых-некробионтов (из: Shubeck, 1976)
Fig. 1. The box for studying insects on a carcase (from: Shubeck, 1976)

Оригинальную ловушку для насекомых с приманкой предлагает М. Н. Цуриков (Цуриков, 2006; Голуб и др., 2012). Она представляет собой картонную коробку произвольной длины и ширины высотой не менее 60 мм, с плотно подогнанной крышкой, отверстиями для проникновения насекомых внутрь и их дезориентации.

Существуют и другие оригинальные ловушки для изучения фауны трупов мелких животных. А. И. Ермаков (Ермаков, 2013) предлагает для отлова летающих некрофильных насекомых использовать подвесную ловушку, которая представляет собой две пластиковые бутылки, соединенные горловинами с помощью муфты (рис. 2).

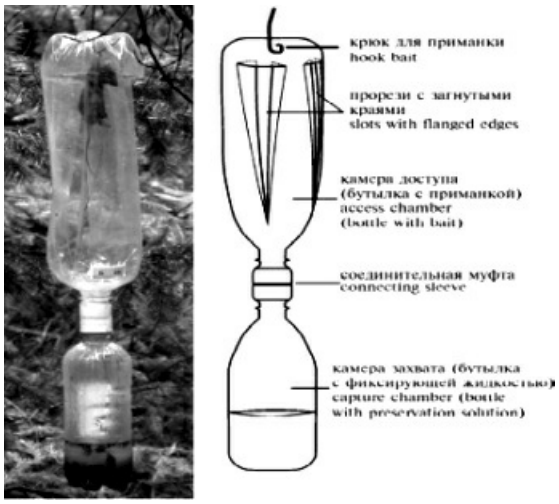

Рис. 2. Схема и внешний вид установленной ловушки (из: Ермаков, 2013)
Fig. 2. Scheme and appearance of the installed trap (from: Ermakov, 2013)

Оконная ловушка с приманкой, описанная В. А. Кащеевым и др. (Кащеев и др., 1998), представляет собой стекло 60 х 70 см, закрепленное на стойках и погруженное основанием в корыто, заполненное фиксирующей жидкостью; на стекло с обеих сторон подвешивается приманка.

В. К. Зинченко (Зинченко, 2007) в качестве ловушки использует прозрачный пластиковый сосуд (бутылку) с приманкой, лежащий на боку (рис. 3). Рядом с ловушкой вкопана почвенная банка для сбора насекомых, привлеченных запахом разлагающейся приманки. При этом все ловушки пригодны для отлова некрофильных насекомых, но имеют ряд недостатков (Псарев, 2012).

Рис. 3. Внешний вид установленной ловушки (из: Зинченко, 2007)
Fig. 3. Appearance of the installed trap (from: Zinchenko, 2007)

Приманки также можно выкладывать на поверхность земли. Однако есть большая вероятность того, что до конца исследования не закончатся и их утащат позвоночные-падальщики. В этом случае необходимо создавать специальные условия. Например, располагать их в местах, где доступ для падальщиков закрыт (Šuláková, Barták, 2013).

Рис. 4. Экспериментальный труп свиньи под пирамидальной ловушкой (из: Šuláková, Barták, 2013)
Fig. 4. Experimental pig carcase beneath the pyramidal trap (from: Šuláková, Barták, 2013)

Оригинальные методы исследований

Для использования полученных экспериментальных данных в повседневной судебно-медицинской практике, исследования необходимо проводить на трупах крупных животных, массой более 30 кг. Только такие трупы могут быть использованы как модели разложения трупа человека, например, трупы крупных собак и свиней

(Марченко, Кононенко, 1991; Matuszewski et al., 2008; Šuláková, Barták, 2013 и др.). Умерщвление животного должно быть произведено так, чтобы не нарушить анатомическую целостность кожных покровов трупа.

Устройство для изучения некрофильных насекомых на трупах крупных животных

Для изучения комплекса некрофильных насекомых использовалось разработанное нами устройство (рис. 4), состоящее из следующих частей:

1. Клетка железная с крышкой и ушками для замка. Размеры клетки 120 х 80 х 60 см, размер ячеи сверху и сбоку 10 см и снизу 20 см. После установки на месте исследования клетка фиксируется металлическими прутьями, вбитыми в землю на глубину до 1 м. Затем внутрь клетки помещается крупная приманка, закрывается крышкой и замком.
2. Пирамидальная ловушка из тонкого светлого капрона. Размеры (длина и ширина) превышают в 1.5–2 раза размер клетки. Ловушка устанавливается над клеткой на высоту 1–1.5 м с помощью шеста, зафиксированного в землю (высота установки определяется возможностью беспрепятственного изъятия материала). В верхней части ловушки находится округлое отверстие, через которое насекомые попадают в ловчий стакан (можно использовать полупрозрачную полиэтиленовую бутылку). К ловчему стакану крепится при помощи полиэтиленовой крышки другая полупрозрачная бутылка с фиксатором. В качестве фиксатора обычно применяют этиловый спирт 96 % концентрации или уксусную эссенцию. Емкость заполняют на 1/3. Концы капрона натягиваются и фиксируются колышками. Нижний край капрона располагается на высоте 30–35 см от поверхности земли. Используют почвенную ловушку для отлова летающих некрофильных насекомых.
3. Почвенная ловушка. Пол-литровую банку вкапывают в землю по горлышко. Ловушки располагают по краю ложа трупа. После установки их заполняют на 1/3 жидкостью (уксусной эссенцией, или мыльным раствором, или этиленгликолем). Либо почвенную ловушку можно заполнить опилками или песком, тогда отползающие с трупа личинки двукрылых для окукливания попадают внутрь. Такие ловушки устанавливаются в количестве не менее четырех штук. Используют почвенную ловушку для отлова почвенных некрофильных насекомых.

Рис. 5. Внешний вид устройства для изучения некрофильных насекомых на трупах крупных животных

Fig. 5. Device for studying necrophilic insects on the corpses of large animals

На схеме изображены основные детали устройства для изучения некрофильных насекомых на трупах крупных животных (рис. 6). После установки металлической клетки (1) в месте исследования ее фиксируют прутьями (4), внутрь клетки укладывают трупную приманку (5), крышку (2) закрывают замком (3). Пирамидальную ловушку из капрона (6) располагают над клеткой и закрепляют с помощью шеста (7),

внизу концы натягивают с помощью колышек (10), оставляя доступное открытое пространство для пролета некробионтов от края капрона до поверхности земли 30–35 см. В верхней части этой ловушки делают округлое отверстие, равное (или меньше) по диаметру ловчему стакану (8), который соединяется с помощью крышки с емкостью (или бутылкой) с фиксатором (9). Летающие насекомые попадают под капрон и под влиянием положительного фототаксиса двигаются в сторону ловчего стакана, где остаются в емкости с фиксирующей жидкостью.

Почвенные банки-ловушки (11) вкапываются в землю по краю ложа трупа с возможностью их перемещения по отношению к трупу. В качестве почвенных ловушек можно использовать, например, пол-литровые банки. После установки их заполняют фиксатором или опилками. В случае заполнения опилками отползающие с трупа личинки двукрылых будут попадать внутрь и там окукливаться. Используют почвенную ловушку для отлова почвенных некрофильных насекомых.

Данное устройство позволяет провести исследование до полного разложения (например, костной ткани, шерсти, копыт), на которое затрачивается несколько лет.

В условиях севера Европейской части сбор материала осуществляется через три-четыре дня в период активной фазы разложения и два раза в неделю в стадии скелетирования трупа. Извлечение собранного материала из устройства не вызывает трудностей и не занимает много времени. Материал с почвенной ловушки собирают, не вынимая банку, с пирамидальной – меняют бутылку с фиксирующей жидкостью на новую и разбирают собранный материал в лабораторных условиях. Использование разного типа ловушек позволяет производить раздельный сбор напочвенных и почвенных некробионтов. Наибольшая эффективность отлова для имаго и личинок Coleoptera, Diptera, также попадают Lepidoptera, Hymenoptera, Hemiptera. Среди двукрылых это представители семейств Calliphoridae, Fanniidae, Sepsidae, Piophilidae. Из жуков встречаются представители семейств Silphidae, Histeridae, Staphylinidae, Scarabaeidae, Nitidulidae, Hydrophilidae, многочисленны виды из родов Ontholestes, Creophilus, Philonthus, Aleochara, Atheta.

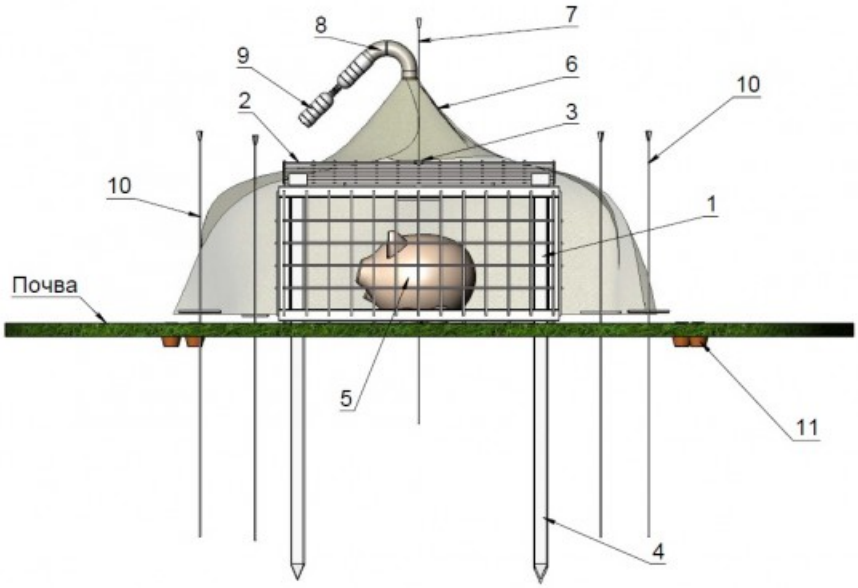

Рис. 6. Схема устройства для изучения некрофильных насекомых на трупах крупных животных, вид спереди (рисунок © В. А. Маркианова): 1 – металлическая клетка, 2 – крышка, 3 – ушки для замка, 4 – прутья для фиксации клетки, 5 – приманка, 6 – пирамидальная ловушка из капрона, 7 – шест для крепления пирамидальной ловушки, 8 – ловчий стакан, 9 – емкость с фиксатором, 10 – колышки для натягивания пирамидальной ловушки, 11 – почвенные банки-ловушки

Fig. 6. Scheme of device for studying insects on large corpses, front view (Figure © V.

A. Markianov): 1 – metal cage, 2 – lid, 3 – hole to the padlock, 4 – rods for fixing the cage, 5 – carcass, 6 – pyramidal trap of nylon, 7 – pole for fixing the pyramidal trap, 8 – adapter, 9 – the capacity with the fixator, 10 – pegs to stretch pyramidal trap, 11 – soil traps

Большинство собранного материала составляют личинки и пупарии некрофильных двукрылых. Живой материал сразу (в день его забора) помещается в термостат с регулируемым освещением и температурой. Для достижения лучшего результата по выведению имаго необходимо создать определенные условия: естественное освещение (12:12), влажность и комфортную температуру. Оптимальная температура для развития двукрылых 20–25 °С (Марченко, Кононенко 1991). Выборку личинок и пупариев легче всего проводить глазным пинцетом или кисточкой.

Содержание личинок, пупариев (или куколок) и выведение имаго в лабораторных условиях

Для точного выяснения видовой принадлежности личинок (особенно двукрылых) необходимо выведение до имаго. Собранный материал находится в термостате в садках, контейнерах или банках (0.5–1.0 л). В качестве субстрата в них используют песок, опилки или сфагнум, который заполняет емкость наполовину, сверху ее закрывают марлей или легкой тканью и плотно зажимают резинкой.

Личинок в банке не должно быть много, оптимальное количество 20–30 особей. Их докармливают субстратом из мяса, печени или рыбы. По данным Н. А. Тамариной (Тамарина, 1958), для развития одной личинки синей мясной мухи требуется 0.3 г мяса. В банку кладут несколько кусочков питательного субстрата и немного прикрывают мхом. В случае избытка мяса начинаются процессы гниения, что неблагоприятно влияет на развитие личинок. Хорошим показателем нормального развития личинок служит появление запаха аммиака при полном отсутствии гниющего мяса (Виноградова, 1984). Перед окукливанием большинство личинок перемещаются вглубь.

Пупарии и куколок лучше содержать отдельно от личинок, т. к. их не надо докармливать. Собранные куколки и пупарии переносят в банку с песком и слегка прикрывают мхом. Сверху банку накрывают тканью и оставляют в лаборатории до выведения имаго. Если пупарии мух одного вида и собраны в одном месте, то имаго появляются почти одновременно в течение двух-трех дней.

Подготовка личинок для фиксации

Для идентификации вида насекомого или определения возраста личинки, которое также имеет важное значение для определения времени заселения трупа двукрылыми, личинок фиксируют. Для этого их аккуратно снимают с трупа, промывают в теплой воде с целью очищения от продуктов разложения, а после ошпаривают крутым кипятком или горячим спиртом (60°), в которых оставляют на несколько секунд. Далее умерщвленных личинок помещают в спиртовой раствор (70° спирт + 1/5 глицерина) в банки с притертой крышкой. Весь материал этикетируют, указывая дату, место и время забора.

Заключение или выводы

Использование предложенного нами устройства позволяет защитить трупную приманку от крупных хищников, что позволяет проследить весь процесс разложения, а также повысить эффективность отлова некрофильных насекомых за счет использования двух видов ловушек (пирамидальной и почвенной).

Библиография

Виноградова Е. Б. Мясная муха *Calliphora erythrocephala* модельный объект физиологических и экологических исследований // Труды Зоологического института. 1984. Т. 118. С. 1–271.

Голуб В. Б., Цуриков М. Н., Прокин А. А. Коллекции насекомых: сбор, обработка и

хранение материала . М.: Товарищество научных изданий КМК, 2012. 339 с.

Ермаков А. И. Подвесная ловушка для отлова некрофильных насекомых // Евразиатский энтомологический журнал. 2013. Т. 12. № 3. С. 405–406.

Зинченко В. К. Простая и эффективная ловушка для отлова жуков-некрофагов // Евразиатский энтомологический журнал. 2007. Т. 6. № 4. С. 410–411.

Кащеев В. А., Чильдебаев М. К., Псарёв А. М. К методике изучения почвенной мезофауны членистоногих. Сообщение III // Известия Министерства науки — Академии наук Республики Казахстан. Сер. биологическая и медицинская. 1998. № 2. С. 65–71.

Марченко М. И., Кононенко В. И. Практическое руководство по судебной энтомологии / Под ред. А. Ф. Рубежанского. Харьков, 1991. 70 с.

Псарёв А. М. К методике изучения некрофильных жесткокрылых: сравнительная оценка трех типов ловушек // Евразиатский энтомологический журнал. 2012. Т. 11. № 3. С. 236–238.

Тамарина Н. А. Методика разведения синей мясной мухи *Calliphora erythrocephala* // Зоологический журнал. 1958. Т. 37. № 6. С. 946–948.

Цуриков М. Н. Три ловушки с приманками для сбора беспозвоночных // Зоологический журнал. 2006. Т. 85. № 5. С. 656–658.

Anderson G. S., VanLaerhoven S. L. Initial studies on insect succession on carrion in southwestern British Columbia // J. Forensic Sci. 1996. Vol. 41 P. 617–625.

Davies L. Seasonal and spatial changes in blowfly production from small and large carcasses at Durham in lowland northeast England // Medical and Veterinary Entomology. 1999. Vol. 13. № 3. P. 245–251.

Matuszewski S., Bajerlein D., Konwerski S., Szpila K. An initial study of insect succession and carrion decomposition in various forest habitats of Central Europe // Forensic Science International. 2008. Vol. 180. P. 61–69.

Payne J. A. A summer carrion study of the baby pig *Sus scorofa* L. // Ecology. 1965. Vol. 46. P. 592–602.

Shubeck P. P. An alternative to pitfall traps in carrion beetle studies (Coleoptera) // Entomol. News. 1976. Vol. 87. № 5. P. 176–178.

Šuláková H., Barták M. Forensically important Calliphoridae (Diptera) associated with animal and human decomposition in the Czech Republic: preliminary results // Čas. Slez. Muz. Opava. 2013. Vol. 62. P. 255–266.

Благодарности

Работа выполнена при финансовой поддержке Программы стратегического развития ПетрГУ в рамках реализации комплекса мероприятий по развитию научно-исследовательской (или образовательной) деятельности на 2012–2016 гг.

Авторский коллектив благодарит В. А. Маркианова (ООО «Геосервис») за помощь в создании изображений.

METHOD OF STUDYING NECROPHILIC INSECTS ON THE CORPSES OF LARGE SIZE ANIMALS

LYABZINA Svetlana	*Ph.D., Petrozavodsk State University (Lenin st.,33), slyabzina@petrsu.ru*
PRICHODKO Andrey	*Forensic Medical Expertise Bureau of the Republic of Karelia (L.Tolstoy st.), andrey_prihodko@list.ru*
LAVRUKOVA Olga	*Ph.D., Petrozavodsk State University (Lenin st.,33), olgalavrukova@yandex.ru*

Keywords:
corpse, necrophilic insects, soil trap, pyramidal trap, forensic entomology, insect trap

Reviewer:
A. Ermakov

Received on:
08 April 2016
Published on:
27 June 2016

Summary: In the article the device for studying necrophilic insects is described . The device consists of a metal cage with a lid, 120x80x60 cm in size, on the sides mesh is 10 cm, on the bottom that is 20 cm. It includes rods for fixing it as well as a pyramidal trap of nylon and plastic bottles to catch flying insects. The trap with a bait is set at the height of 1.5 m by using a pole fixed in the ground. It completely covers the cage and is stretched from four sides. In the upper rounded corner of the trap there is a hole through which the insects fall into a bottle with liquid for fixation. There is also a trap placed in the ground to catch the soil dwelling insects.

научный электронный журнал
ПРИНЦИПЫ ЭКОЛОГИИ

ПЕТРОЗАВОДСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ

https://ecopri.ru **https://petrsu.ru**

ПАМЯТИ НИКОЛАЯ ВАСИЛЬЕВИЧА ГЛОТОВА (9 АПРЕЛЯ 1939 Г. – 20 ИЮНЯ 2016 Г.)

КОРОСОВ Андрей Викторович	*д. б. н., Петрозаводский государственный университет (Петрозаводск, пр. Ленина, 33), korosov@psu.karelia.ru*

Подписана к печати:
30 июня 2016 года

IN MEMORY OF NIKOLAI GLOTOV (APRIL 9, 1939 – JUNE 20, 2016)

KOROSOV Andrey Victorovich *DSc, Petrozavodsk State University (Petrozavodsk, Lenina st., 33), korosov@psu.karelia.ru*

Published on:
30 June 2016