



ЖУРНАЛ
БЕЛОРУССКОГО ГОСУДАРСТВЕННОГО УНИВЕРСИТЕТА

ЭКОЛОГИЯ

JOURNAL
OF THE BELARUSIAN STATE UNIVERSITY

ECOLOGY

Издается с сентября 2017 г.
(до 2017 г. – «Экологический вестник»)
Выходит 1 раз в квартал

1

2021

МИНСК
БГУ

РЕДАКЦИОННАЯ КОЛЛЕГИЯ

Главный редактор	МАСКЕВИЧ С. А. – доктор физико-математических наук, профессор; директор Международного государственного экологического института имени А. Д. Сахарова Белорусского государственного университета, Минск, Беларусь. E-mail: direktor@iseu.by
Заместитель главного редактора	ГЕРМЕНЧУК М. Г. – кандидат технических наук, доцент; заместитель директора по научной работе Международного государственного экологического института имени А. Д. Сахарова Белорусского государственного университета, Минск, Беларусь. E-mail: germenchuk@iseu.by
Ответственный секретарь	ЛОЗИНСКАЯ О. В. – старший преподаватель кафедры общей биологии и генетики Международного государственного экологического института имени А. Д. Сахарова Белорусского государственного университета, Минск, Беларусь. E-mail: aromia@rambler.ru
<i>Батян А. Н.</i>	Международный государственный экологический институт имени А. Д. Сахарова, Белорусский государственный университет, Минск, Беларусь.
<i>Голубев А. П.</i>	Международный государственный экологический институт имени А. Д. Сахарова, Белорусский государственный университет, Минск, Беларусь.
<i>Головатый С. Е.</i>	Международный государственный экологический институт имени А. Д. Сахарова, Белорусский государственный университет, Минск, Беларусь.
<i>Гричик В. В.</i>	Белорусский государственный университет, Минск, Беларусь.
<i>Дардынская И. В.</i>	Центр всемирного здоровья «Великие озера», Чикаго, США.
<i>Зафранская М. М.</i>	Международный государственный экологический институт имени А. Д. Сахарова, Белорусский государственный университет, Минск, Беларусь.
<i>Кильчевский А. В.</i>	Национальная академия наук Беларуси, Минск, Беларусь.
<i>Коровин Ю. А.</i>	Обнинский институт атомной энергетики – Национальный исследовательский ядерный университет МИФИ, Обнинск, Россия.
<i>Ленгфельдер Э.</i>	Радиологический институт здоровья и окружающей среды имени Отто Хуга, Мюнхен, Германия.
<i>Либератос Г.</i>	Афинский технический университет, Афины, Греция.
<i>Логинов В. Ф.</i>	Национальная академия наук Беларуси, Минск, Беларусь.
<i>Медведев С. В.</i>	ГНУ «Объединенный институт проблем информатики» Национальной академии наук Беларуси, Минск, Беларусь.
<i>Степанов С. А.</i>	Международный независимый эколого-политологический университет, Москва, Россия.
<i>Стожаров А. Н.</i>	Белорусский государственный медицинский университет, Минск, Беларусь.
<i>Тарутин И. Г.</i>	ГУ «РНПЦ онкологии и медицинской радиологии имени Н. Н. Александрова», Минск, Беларусь.

EDITORIAL BOARD

Editor-in-chief	MASKEVICH S. A. , doctor of science (physics and mathematics), professor; director of the International Sakharov Environmental Institute of the Belarusian State University, Minsk, Belarus. E-mail: direktor@iseu.by
Deputy editor-in-chief	GERMENCHUK M. G. , PhD (engineering), docent; deputy director for research of the International Sakharov Environmental Institute of the Belarusian State University, Minsk, Belarus. E-mail: germenchuk@iseu.by
Executive secretary	LOZINSKAYA O. V. , senior lecturer at the department of general biology and genetics of the International Sakharov Environmental Institute of the Belarusian State University. E-mail: aromia@rambler.ru

<i>Batyan A. N.</i>	International Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University, Minsk, Belarus.
<i>Golubev A. P.</i>	International Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University, Minsk, Belarus.
<i>Golovaty S. E.</i>	International Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University, Minsk, Belarus.
<i>Grichik V. V.</i>	Belarusian State University, Minsk, Belarus
<i>Dardynskaya I. V.</i>	Great Lakes Center for Occupational and Environmental Safety and Health, Chicago, USA.
<i>Zafranskaya M. M.</i>	International Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University, Minsk, Belarus.
<i>Kilchevsky A. V.</i>	National Academy of Sciences of Belarus, Minsk, Belarus.
<i>Korovin Y. A.</i>	Obninsk Institute for Nuclear Power Engineering, Obninsk, Russia.
<i>Lengfelder E.</i>	Otto Hug Radiological Institute for Health and Environment, Munich, Germany.
<i>Lyberatos G.</i>	Athens Technical University, Athens, Greece.
<i>Loginov V. F.</i>	National Academy of Sciences of Belarus, Minsk, Belarus.
<i>Medvedev S. V.</i>	The United Institute of Informatics Problems of the National Academy of Sciences of Belarus, Minsk, Belarus.
<i>Stepanov S. A.</i>	International Independent Ecological and Political University, Moscow, Russia.
<i>Stozharov A. N.</i>	Belarusian State Medical University, Minsk, Belarus.
<i>Tarutin I. G.</i>	N. N. Alexandrov National Cancer Centre of Belarus, Minsk, Belarus.

СОЦИАЛЬНО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ УСТОЙЧИВОГО РАЗВИТИЯ

SOCIAL AND ENVIRONMENTAL PROBLEMS OF SUSTAINABLE DEVELOPMENT

УДК 504.75:316.42

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ В ОБЩЕСТВЕ РИСКА

Т. В. МИШАТКИНА¹⁾

¹⁾Международный государственный институт имени А. Д. Сахарова,
Белорусский государственный университет,
ул. Долгобродская, 23/1, 220070, г. Минск, Беларусь

Современная ситуация общества риска, для которого характерны новые реалии – от глобального изменения климата до пандемии COVID-2019, которая несет опасность отдельному индивидууму на микроуровне – поставила вопрос о необходимости обращения к новой парадигме постгуманизма: дополнению однозначной оптимистической ориентации на устойчивое развитие более пессимистической, но и более актуально-реалистичной стратегией выживания, которой соответствует новая форма экологической этики – экстремальная этика.

Ключевые слова: общество риска; цивилизационный риск; опасность; экологическая угроза; эвристика страха; стратегия выживания; экстремальная этика.

Благодарность. Исследование проведено при финансовой поддержке Фонда фундаментальных исследований Национальной академии наук Республики Беларусь, проект № Б15МЛД-029.

Образец цитирования:

Мишаткина Т.В. Экологическая безопасность в обществе риска. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2021;1:4–14.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2021-1-4-14>

For citation:

Mishatkina TV. Ecological security in risk society. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2021;1:4–14. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2021-1-4-14>

Автор:

Татьяна Викторовна Мишаткина – кандидат философских наук, доцент; ведущий научный сотрудник научно-исследовательского сектора.

Author:

Tatyana V. Mishatkina, PhD (philosophy), docent; leading researcher at the scientific-and-research department.
mtv_2013@tut.by

ECOLOGICAL SECURITY IN RISK SOCIETY

T. V. MISHATKINA^a

^aInternational Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University,
23/1 Daŭhabrodskaja Street, Minsk 220070, Belarus

The current situation in the risk society characterised by the new realities (from the global climate change to the pandemic penetration of a new virus in the human body) has brought to light the need to turn to a new paradigm of posthumanism, i.e. supplementing the unequivocal optimistic orientation on sustainable development with a more pessimistic, but also more topical and realistic, survival strategy aligned with extreme ethics, a new for ecological security in risk society.

Keywords: risk society; civilisation risk; danger; ecological threat; heuristics of fear; survival strategy; extreme ethics.

Acknowledgments. This work was sponsored by the Belarusian Republican Foundation for Fundamental Research, Project Б15МЛД-029.

Введение

Современные сообщества переживают период глубоких цивилизационных преобразований. Эти перемены фиксируются в понятиях «информационное общество», «постиндустриальное общество», «сетевое общество», «постчеловеческое общество» и др. Но, по мнению одного из наиболее влиятельных немецких социологов Ульриха Бека, на самом деле намечается будущее, реальность которого наиболее адекватно может быть обозначена как *общество риска*. Для него характерны новые реалии, предполагающие принципиально новый стиль мышления, отношения к жизни и ее ценностям. Цель статьи – выявить и проанализировать их специфику и особенности, ведущие к формированию новой эквайронментальной парадигмы как необходимого условия устойчивого развития и стратегии выживания человечества в обществе риска.

Общество риска и экологическая безопасность

Риски – не изобретение нового времени. Они существовали всегда: когда кто-то пускался в путь, чтобы открывать новые страны и части света, или проводил на себе научный эксперимент. Однако, как утверждает У. Бек, «это был личный риск, а не глобальная угроза для всего человечества, которая возникает при расщеплении атомного ядра или складировании ядерных отходов. Слово “риск” тогда имело оттенок мужества, приключения, а не возможного самоуничтожения жизни на Земле» [1].

Другое принципиальное отличие состоит в том, что в предшествующую эпоху риск рассматривался как результат недостаточного развития технологий и научных знаний. Мышление людей находилось во власти *диктатуры бедности*. Как пишет Бек, «движущую силу классового общества можно было выразить одной фразой: “Я хочу есть!”». Преодолеть этот недостаток должно было производство материальных благ – богатства. Поэтому магистральный путь уменьшения цивилизационных рисков виделся в научном познании, создании новейших технологий и развитии производства. К концу ушедшего века ситуация в индустриально развитых странах качественно изменилась. Риски, с которыми все больше имеет дело человек, формируются не недостатком, а *избыточностью* технологического и научного прогресса. Активно формируется новый тип социальности – *общество риска*, «движущая сила которого выражается фразой: “Я боюсь!”» Место общности нужды занимает *общность страха*, который маркирует в этом смысле нашу эпоху» [2].

Еще в начале 1960-х гг. философ Г. Йонас предупреждал, что в эпоху надвигающейся экологической катастрофы негативным основанием нового типа солидарности и ответственности становится *эвристика страха* [2]. К концу века «страх» становится мощным политическим инструментом, которым пользуются не только зеленые партии и группы, но и все остальные – от представителей традиционного истеблишмента до экстремистских групп. *Экологический страх* стал фактором политики, стимулом развития новых типов производства. Он составляет содержание нового типа мифологии, в которой на место злых духов встают такие силы, как облучение, загрязнение, генетически модифицированные продукты, повышенное содержание в продуктах сахара, соли, холестерина и т.д.

Подтверждением концепции Г. Йонаса об эвристике страха стала и ситуация, сложившаяся в мире вокруг пандемии коронавируса (COVID-2019), когда страх, основанный на научной неопределенности и низком уровне общественного сознания, превратился в *панику* – одно из самых опасных социальных явлений. Страх реально стал определять социальную политику и обыденное поведение населения, сопровождаясь еще более долгосрочным ощущением тревожности.

В этих условиях риск из отслеживаемых, измеряемых и контролируемых *побочных последствий* научно-технической деятельности оборачивается неисчерпаемым источником нового класса потребностей,

новых угроз, которые ранее не существовали или не принимались в расчет. Например, фильтры, очищающие воду для питья от вредных веществ, сами выделяют в эту «очищенную» воду вещества, способные вызвать в организме человека негативные явления.

При этом если материальными благами (богатством), которые получает социум, можно *владеть*, распоряжаться им по своему усмотрению, то рисками владеть нельзя, «риски нас настигают». Богатство, создание которого порождает риски и угрозы, можно пытаться уберечь за оградой дома, за стенами города или рубежами национальных границ. Риск же делает эти границы несуществующими. Богатство иерархично, риск (например, смог) даже не демократичен, он тоталитарно влияет на каждого. Озоновые дыры, глобальное потепление и COVID-2019 – это риски и для индустриально развитых стран, и для слаборазвитых. Выбросы автотранспорта, сбросы промышленных отходов в реки, последствия технологических катастроф типа чернобыльской «не замечают» национальных границ, не признают различий между богатыми и бедными – они угрожают всем и каждому.

В системе социально-экономических институтов общества риска особую роль играет наука, которая тесно участвует в возникновении и углублении цивилизационных опасностей и рисков. Во-первых, она оказывается со-причиной главных цивилизационных антропогенных рисков, во-вторых – становится их признанным диагностом, «органом восприятия», поскольку лишь наука в силах распознать риски вирусов, пестицидов, холестерина, сахара, нитратов и т. д., в-третьих, наука призвана разрабатывать новые, более совершенные средства защиты от них, т.е. она создает предпосылки для преодоления угроз, возникших по ее же вине.

Сегодня совершенно *дикий* природы как бы нет – все является специфическим продуктом научно-технического, экономико-социального прогресса. В наводнениях, засухах, болезнях – во всех экзистенциальных угрозах обнаруживается присутствие человека. Ошибки и риски становятся новыми источниками научной экспансии и технического прогресса. При этом если во внутреннем пространстве науки сохранялись и обсуждались какие-то сомнения, то одновременно «вовне» происходило сокрытие рисков от общественности.

В обществе риска происходит рефлексивное замыкание научного сомнения на саму научную деятельность. Однако обнаруженный обществом *цивилизационный риск*, прежде всего в форме *экологической угрозы*, принципиально не наблюдаем монодисциплинарным взглядом, с позиций одной науки, когда ученый – эксперт в своей области – мог дать ответ на вопросы: «что происходит?», «почему?» и «что делать?». В новой ситуации обнаруживается явная недостаточность монодисциплинарного подхода. Цивилизационный риск обнаруживается только *мультидисциплинарно*, совокупными усилиями многих наук.

Правда, при этом одна наука сталкивается с другой, а значит, со скепсисом и пренебрежением, которые они способны высказать по отношению друг к другу. В результате такого взаимодействия набора различных наук, процедуры восприятия, осознания и оценки риска осуществляются не в некотором «*научном центре*», претендующем на полноту знания и автономность принимаемых решений, а в коммуникативном процессе в сети конфликтующих источников в условиях неполной и недостаточно научной информации.

Пространство коммуникативного и решающего взаимодействия в процедуре оценки цивилизационных/экологических рисков выпадает из ведения науки в привычном понимании, и ее место в оценке рисков занимает *общество*. Причем, как показывают исследования, чем ниже уровень социально-экономического развития общества, тем меньше осознаются экологические риски, и тем слабее их осознание мотивирует поведение граждан.

Такова в общих чертах концепция *общества риска*, открывающая новый подход к пониманию специфики современной экологической ситуации [3]. В Беларуси политика и необходимость эколого-этической и правовой регуляции в целях обеспечения эко- и биобезопасности определяется рядом дополнительных конкретных обстоятельств. В частности, это проблемы экологической и радиационной безопасности, связанные со строительством и эксплуатацией Белорусской АЭС, нерешенные проблемы социальной и морально-психологической реабилитации населения, пострадавшего от Чернобыльской катастрофы, поиск и использование альтернативных и возобновляемых источников энергии, необходимость обеспечения биологической безопасности, связанной с бурным развитием науки и современных биотехнологий, проблемы политической, правовой и этической регуляции безопасной медицины и экологии человека.

Опасности и риски антропогенных воздействий на экологическую безопасность и биоразнообразие

В целях обеспечения безопасности отдельного индивидуума и общества в целом, используется понятие «концепции риска», которое является эффективным инструментом обоснования управленческих решений в области обеспечения экологической безопасности, поскольку угрозы для нее имеются всегда, а любые мероприятия, направленные на их предотвращение, способны лишь уменьшить риск, но не могут исключить его в принципе. *Риски, угрозы, опасности* невозможно полностью исключить из процесса развития экосистем, бытия человека, общества и природы. Источником их может оказаться любая из

подсистем социоприродной экосистемы – неживая природа (например, землетрясение или цунами); живая природа (например, появление того или иного вируса), «вторая природа» – культура, создаваемая людьми (антропогенные аварии, катастрофы). В связи с этим встает вопрос о сущности *рисков, угроз и опасностей*, грозящих всему живому, в первую очередь – человечеству.

В целом понятие риска можно определить как «риск – это ситуация с неопределенностью, которая может иметь несколько исходов», к категории «чистых рисков» относят ситуации, когда «один из возможных исходов будет неблагоприятным», кроме того на понятийном уровне принято, что риск включает в себя сочетание вероятности какого-либо события и/или последствий его наступления. С точки зрения социологических подходов, риск – это всегда *ситуация выбора*, например, между менее привлекательной, но более надежной стратегией, и более привлекательной, но менее надежной. Такая ситуация выбора складывается, например, при решении вопроса о строительстве атомных электростанций: более экономичных, гарантирующих энергетическую независимость, но и более опасных (кстати, теория риска как раз и получила развитие в ходе разработки оценок *радиационного и экологического рисков*).

С проблемой риска связана также ситуация *создания риска* (например, ДТП как одна из ведущих причин смертей зачастую «создается» нетрезвостью водителей; риск ядерной катастрофы – самим строительством АЭС). Таким образом, создание риска представляет риск сам по себе. Один из эффективных способов решения проблемы «создания риска» заключается в такой оценке ситуации, чтобы «сценарий» включал непопулярные и невероятно высокие «угрозы» и/или «события-видения». Это вызывает *страх*, заставляющий людей стараться *не создавать угрозы риска*.

Понятия *риск* и *угроза* тесно связаны, однако различаются между собой. *Угроза* – это описание источника потенциальных опасностей и рисков, при этом ее вероятность трудно оценить для конкретных условий. Примерами угроз могут быть: *природные события и/или катастрофы* (например, землетрясение, наводнение, цунами, извержение вулкана, лесные пожары), *экологические катастрофы* (например, глобальное изменение климата), *техногенные катастрофы* (ядерная угроза).

Опасность – это возможность возникновения обстоятельств, которые могут повлиять на сложную экологическую или социальную систему таким образом, что это приведет к ухудшению или невозможности ее функционирования и развития. Опасность, как и угроза, – это *объективные* обстоятельства: наступление или вероятность наступления нежелательных событий. Риск же связан с деятельностью человека (например, при *создании рисков*).

Особая ситуация складывается и в отношении такого субъективного морально-психологического фактора, как *восприятие рисков*. Угрозы голода и нищеты, которые определяли экономико-политическую динамику в период становления и развития индустриального общества, воспринимались непосредственно. Человеку не нужно было спрашивать эксперта о реальности собственного голода и о том, что необходимо делать для избавления от него. Для этого не нужны измерительные приборы, сбор статистических данных, их подтверждение. Иная ситуация складывается в обществе риска. Каждый человек оказывается зависимым от чужого знания. «Жертвы становятся некомпетентными в деле, касающемся их собственной жизни. Они утрачивают значительную часть суверенного знания. Вредное, таящее в себе угрозу, враждебное притаилось повсюду, но судить о вредности и полезности сами они не в состоянии и потому вынуждены пользоваться гипотезами и методами чужих производителей знаний», – пишет У. Бек [1].

В результате риски несут с собой двойной шок: шок, непосредственно связанный с угрозой, и шок вследствие собственной беспомощности, неспособности ни разглядеть угрозу, ни уберечься от нее. Человек вновь оказывается зависимым от науки – без нее он не способен воспринять риск, даже если этот риск является следствием деятельности самих ученых (например, риск использования ГМО). Двойной шок оказывается чреват парадоксальными антропологическими последствиями. В результате «шоковой терапии» сознание человека раздваивается, и мир, в котором он живет, также оказывается раздвоенным: это реальный наблюдаемый мир и мир невидимый, но страшный своим присутствием.

«Цивилизационные угрозы ведут к возникновению своеобразного "царства теней", ... которое таится за видимым миром и угрожает жизни человека на этой земле. Сегодня мы имеем дело не с духами, которые прячутся в вещах, мы подвергаемся "облучению", глотаем "токсические соединения", нас наяву и во сне преследует страх перед "атомным холокостом"... Непосредственному наслаждению радостями жизни, простому существованию пришел конец. Всюду корчат рожи вредные и ядовитые вещества, бесчинствуя, словно черти в средневековье. Люди перед ними полностью беззащитны. Дышать, пить, есть – значит повсюду сталкиваться с ними». Причем каждое из них имеет «свои собственные отношения вражды со специальными противоядиями, свои ритуалы уклонения, формулы заклинания, свои предчувствия и уверенность в своих возможностях».

Например, этикетка на продукте питания или сигаретах одновременно и признает угрозу, указывая на содержание «вредных веществ» (соли, сахара, никотина и др.), и заклинает («заговаривает») ее, демонстрируя, что «все под контролем» [1].

В Декларации РИО-92 говорится: «Никогда в истории от того, что вы делаете или не делаете, так много не зависело для вас самих, для других, для ваших детей, для ваших внуков, для жизни во всем многообразии ее форм». Риски, возникающие при расщеплении атомного ядра, использовании методов генной инженерии, клонировании или строительстве новой АЭС, становятся синонимом глобальной угрозы для всего человечества, угрозой самоуничтожения жизни на Земле. Глобализация рисков объединяет человечество и заставляет искать общий морально значимый ответ.

Обеспечение экологической безопасности в Беларуси

На основе концепции риска в Республике Беларусь сформирована комплексная система экологической безопасности, включающая организационную (нормативно-правовую базу) и управленческую инфраструктуры, системы мониторинга окружающей среды, подготовки кадров, образования, научного обеспечения, информирования населения. Созданный механизм, обеспечивающий безопасность в экологической сфере, в целом вполне эффективен, хотя и требует совершенствования с учетом новых угроз и возможностей экономики страны.

Согласно Концепции национальной безопасности Республики Беларусь [4], *экологическая безопасность* – это состояние защищенности окружающей среды, жизни и здоровья граждан от возможного вредного воздействия хозяйственной или иной деятельности, чрезвычайных ситуаций природного и техногенного характера. Ее обеспечение является обязательным условием устойчивого развития страны и призвано реализовывать конституционное право граждан на благоприятную окружающую среду.

В целом степень защищенности населения и окружающей среды от техногенных и природных воздействий приемлема для нынешнего этапа социально-экономического развития Беларуси. Вместе с тем современный уровень экологической безопасности в стране не вполне соответствует требованиям устойчивого развития. Потенциальную опасность для экологической безопасности Беларуси представляют такие *антропогенные факторы*, как высокий уровень индустриального развития с большой долей химической промышленности, разветвленная сеть магистральных нефтепроводов и газопроводов, интенсивное сельское хозяйство, ограниченное использование современных природозащитных и ресурсосберегающих технологий, повышенный уровень износа основных производственных средств, наличие обширной зоны радиоактивного загрязнения, слабое развитие правовых и экономических механизмов экологического регулирования природопользования, недостаточно сформировавшееся экологическое сознание населения.

Потенциальные или реально существующие угрозы нанесения ущерба экологической безопасности Беларуси академик НАН Беларуси В. Логинов подразделяет на внешние и внутренние [5].

К внешним он относит: глобальные изменения климата и увеличение частоты опасных погодных явлений, опасность разрушения стратосферного озонового слоя, способного привести к усилению вредного для здоровья людей ультрафиолетового излучения, падение урожайности сельскохозяйственных культур из-за увеличения содержания приземного озона, рост масштабов глобального разрушения природных экосистем, трансграничный перенос на территорию Беларуси загрязняющих веществ воздушными и водными потоками, проникновение инвазивных видов животных и растений из сопредельных стран, возникновение эпидемий в популяциях диких животных в странах, связанных с Беларусью их миграционными потоками, размещение атомных электростанций и иных опасных объектов в Беларуси и на сопредельных с ней территориях.

Внутренними факторами являются: масштабное радиоактивное загрязнение территории страны, возникновение проблем транспортировки ядерного топлива и обращения с отходами ядерного топлива в связи со строительством АЭС в Беларуси, повышенные уровни выбросов загрязняющих веществ, появление территорий с высокими уровнями химического и биологического загрязнения почв, вод, растительности, увеличение использования местных видов топлива (торфа, бурых углей, растительных отходов, в перспективе – горючих сланцев), незавершенность в производственном комплексе страны технологических циклов, допускающая образование больших объемов отходов, повышенное использование химических удобрений в сельском хозяйстве, концентрация животноводства на крупных комплексах; использование экологически несовместимых технологий природопользования в сельском и лесном хозяйстве, высокая концентрация в Беларуси опасных объектов (химических предприятий, нефте- и газопроводов, захоронений высокотоксичных и радиоактивных отходов и др.), их размещение вблизи жилых зон; повышенная степень износа основных производственных средств этих объектов; распространение на территории страны опасных природных явлений (метеорологических, гидрологических, геологических, биологических), способных вызывать стихийные бедствия (засухи, заморозки, ураганы, пожары в лесах и на торфяниках, наводнения, эпидемии и др.). Все это создает угрозу ухудшения качества воды, атмосферного воздуха, почв, растений, сельскохозяйственной продукции, что может привести к ухудшению качества жизни населения, уменьшению продолжительности жизни, увеличению заболеваемости и смертности, экономическим потерям и снижению темпов экономического развития страны.

Стратегия национальной безопасности Республики Беларусь базируется на концепции приемлемого риска, допускающего такую величину риска, которая по техническим, экономическим и технологическим параметрам возможна как некоторый компромисс между уровнем безопасности и возможностями его достижения. Национальная безопасность в экологической сфере обеспечивается в Республике Беларусь развитием международного сотрудничества в области охраны окружающей среды и правового разрешения экологических проблем транснационального характера; повышением достоверности оценок и прогнозов состояния природной среды, изменений климата, опасных погодных и климатических явлений; адаптацией отраслей экономики к их изменениям; сокращением выбросов в атмосферу парниковых газов и др. [6]. Выполнение этого комплекса мер, реализация названных механизмов призваны обеспечить конституционное право граждан на благоприятную окружающую среду как необходимое условие устойчивого развития и обеспечения экологии человека.

Однако на фоне безусловных успехов по обеспечению устойчивого развития все чаще и громче стали звучать тревожные сигналы о разрушительных опасностях и угрозах существованию человечества и природы со стороны экологических катастроф и катаклизмов. Постепенно стало очевидно, что это не трагические случайности, за которыми мы следим со страхом, но и с некоторым удовлетворением: «Слава Богу, что это не у нас: у нас такого быть не может». Пора осознать, что человечество вступило в новый, еще более опасный этап общества риска, для которого характерны новые объективные реалии – от разнообразных и все более трагичных проявлений глобального изменения климата на макроуровне до пандемии COVID-2019, которая реализуется через проникновение в отдельный человеческий организм новой формы вируса на микроуровне. Это поставило вопрос о необходимости обращения к новой парадигме постгуманизма: к дополнению оптимистической ориентации на устойчивое развитие более пессимистической, но и более актуально-реалистичной *стратегией выживания*, которой соответствует новая форма экологической этики – *экстремальная этика*.

На постсоветском пространстве научный анализ стратегии выживания в конце прошлого века полно и последовательно начал осуществляться профессор Т. Цырдей в Молдове, в Государственном медицинском и фармацевтическом университете им. Н. Тестемицану в Кишиневе.

4. Экологическая этика как методологическое основание устойчивого развития и стратегии выживания

Необходимость заботы обо всех живых организмах и окружающей среде в целом (как одна из важнейших задач глобальной и социальной биоэтики) вызвала к жизни *экологическую этику*, вырабатывающую и предлагающую обществу новые нравственные нормы поведения людей как в «человеческих», так и «нечеловеческих» ситуациях.

Экологическая (энвайронментальная) этика – система принципов и норм в отношениях человека с природой, основанных на восприятии природы как морального партнера (субъекта), признании равноправия и равноценности всего живого, внутренней ценности природы, уважении ее прав и ограничении прав человека. Экологическая этика выступает в качестве методологического основания обеспечения устойчивого развития и стратегии выживания, чему способствуют ее основные принципы, регулирующие общение и поведение человека в природе.

К *общим принципам экоэтики*, призванным обеспечивать биобезопасность человечества в обществе риска, относят шесть принципов:

- *принцип биоразнообразия*, утверждающий ценность и необходимость сохранения разнообразия видов как одного из проявлений богатства природы;
- *принцип поддержания устойчивости биосферы*, констатирующий приоритетное значение сохранения биосферы в целом как более важного, чем сохранение любой индивидуальной жизни, вида или экосистемы (данный принцип лежит в основе *концепции устойчивого развития*);
- *принцип экологической справедливости*, настаивающий на равном распределении между людьми права на экологическую безопасность (при этом каждому вменяется ответственность за ее сохранение);
- *принцип предосторожности*, требующий при разработке экологической политики в первую очередь принимать во внимание наиболее опасный из возможных вариантов развития событий, который включает: а) необходимость учета уязвимости природной среды, б) недопустимость превышения ее «пределов прочности», в) недопустимость противоречий с естественными закономерностями, чтобы не нарушать их сложных взаимосвязей и не вызывать необратимых процессов;
- *принцип общего достояния природных ресурсов*, представляющий планету Земля как целостность, в соответствии с чем люди должны нести равную ответственность за окружающую среду и природные ресурсы, поскольку их истощение будет иметь *опасные последствия* для всех людей – как ныне живущих, так и будущих поколений;
- *принцип презумпции опасности*, вытекающий из принципа уважения к жизни и принципа предосторожности – он выражается в практическом требовании: те, кто предпринимает действия, имеющие опасные последствия для окружающей среды и людей, обязаны доказать их безопасность [7].

В контексте обеспечения экологической безопасности и сохранения биоразнообразия не менее значимы следующие *теоретические принципы экоэтики*:

– *принцип субъект-субъектных отношений человека и природы*, вытесняющий традиционные отношения, в которых природа выступает для человека как *объект* воздействия и использования, и заменяющий их принципиально иными, необходимыми для *равноправного диалога* человека и природы, которая выступает как *иной субъект*;

– *принцип уважения ко всем формам жизни*, утверждающий ценность жизни и моральное значение каждого живого существа безотносительно интересов человека, независимо от его «полезности» или «вреда»; это принцип *благоговения перед жизнью*, требующий «относиться с благоговением к каждому живому существу и уважать его как собственную жизнь», говоря словами А. Швейцера, который утверждал: «Я – жизнь, которая хочет жить... среди жизни, которая хочет жить»;

– *экологический императив* – по Н. Моисееву это принцип, предъявляющий требования–«повеления» людям: учитывать одинаковую уязвимость человека и природной среды; не допускать превышения их «пределов прочности»; не вступать в противоречие с природными закономерностями; исключить из обихода «старые» принципы полезности и целесообразности, заменив их новыми – «этико-био-экологизированными».

Эти принципы глобальной экоэтики порождают ряд «открытых» **проблем, норм и регулятивов**, также носящих неоднозначный и дискуссионный характер.

Прежде всего, это необходимость решить до сих пор нерешенную проблему автономии *природных ценностей*: следует ли признать *независимость и внутреннюю самооценку* природных объектов, или их ценность определяется в зависимости от человека, его потребностей и интересов? С точки зрения глобальной биоэтики, экосистемы должны быть признаны *самостоятельными моральными субъектами*, которые обладают *внутренней неотъемлемой ценностью*. Человек не вправе решать с позиции пользы и целесообразности вопрос о ценности или праве на жизнь того или иного вида; он должен заботиться о сохранении всех видов и объектов природы, не допуская потерь в биоразнообразии. Тем самым накладывается нормативно-нравственный мораторий на обращение с природой как с вещью и ресурсом. Только *самоценность* природных систем может быть основанием современной экоэтики.

Понимание того, что исключительно *человекоцентристские цели* в рамках антропоцентрического подхода не могут и далее оставаться единственным принципом экологической этики и политики человечества. Поэтому решение проблемы самооценки природы должно проходить по линии водораздела между *антропоцентризмом* и *не-антропоцентризмом*; человечество должно окончательно (и реально) отказаться от *антропоцентризма*, считающего Человека высшим критерием в шкале ценностей, высокомерно и эгоцентрично ставя его над Природой, и взять на вооружение *не-антропоцентристский* подход, выдвигающий на первый план *гармоничное и равноправное сообщество* людей и других живых и неживых компонентов природы.

Одним из проявлений не-антропоцентристского подхода выступает *нравственно-понимающее отношение к природе* на основе признания «*одухотворенности*» Живого. Проявляется оно в стремлении понять Живое, его чувствования и переживания. Для такого со-чувствия, со-страдания необходимо, чтобы Живое – «не-человеческий субъект» признавалось источником отношений, равным субъекту человеческому. Подобное отношение к природе возможно только при установлении субъект-субъектных отношений между человеком и природой, когда природные явления воспринимаются человеком как «свое Иное», как Иной субъект.

Способность испытывать, по требованию О. Леопольда, *чувство времени, обращенность в будущее*, предполагающие заботу о природных условиях существования будущих поколений, на основе специфических моральных принципов, таких как *принцип хронологической объективности*, «*долг перед потомками*», *нормы-императивы «диалога с будущим»*, которые должны лежать в основе наших обязательств перед будущими поколениями, имеющими право на достойную жизнь.

Рассмотренные принципы, нормы и императивы в совокупности составляют **концептуальные основания экологической этики** [7]. Их часто называют «*десятью эколого-этическими заповедями*»:

1. Высшую ценность представляет гармоничное развитие человека и природы, природа и человек – элементы единой системы.

2. Природное изначально самоценно, имеет право на существование независимо от пользы или вреда для человека.

3. Человек – один из членов природного сообщества, а не его собственник.

4. Природа – полноправный субъект взаимодействия с обществом.

5. Иерархической картины мира не существует; человек не обладает какими-либо особыми привилегиями: разумность налагает на него лишь определенные обязанности по отношению к окружающей природе.

6. Характер взаимодействия человека с природой определяется *экологическим императивом*: правильно и разрешено только то, что не нарушает существующее в природе экологическое равновесие.

7. Цель взаимодействия человека с природой – удовлетворение потребностей как человека, так и всего природного сообщества; их *взаимодействие* должно сменить *воздействие* человека на природу.

8. Этические нормы и правила равным образом распространяются как на взаимодействие между людьми, так и на взаимодействие с миром природы.

9. Развитие природы и человека – это процесс коэволюции, взаимовыгодного функционирования.

10. Деятельность по охране природы продиктована необходимостью сохранить природу ради нее самой.

Таким образом, экологическая этика, вырабатывающая новые нравственные нормы поведения личности как в социуме, так и по отношению к природной среде, благодаря своей универсальности становится не только необходимым элементом глобальной биоэтики, но и фактором обеспечения экологической безопасности на основе *нравственно-экологического образования, воспитания и просвещения*.

Выделяют два подхода к проблеме уменьшения *экологического риска* и *обеспечению безопасности*. Первый, все еще наиболее распространенный – борьба не с причинами возникновения сверхриска, а с его последствиями. Это «латание дыр» – занятие необходимое, но не устраняющее источник неустойчивости. Второй подход – анализ и устранение причин сверхриска – основывается на экологической и биоэтической культуре, на актуализации, развитии и внедрении представлений о системности, целостности воспроизводства жизни, объективной, неустранимой зависимости жизни социума от состояния живой и неживой природы [3].

Необходимое повышение уровня *биобезопасности* может быть достигнуто лишь при изменении всех *форм социальной активности* на основе *экологического сознания*. Авторы книги «Путь к экологической культуре» так характеризуют основные из этих форм [8]. Во-первых, для повышения уровня биобезопасности необходима *информация* – не только о рисках, кризисах и катастрофах, но и о состоянии всех экологических подсистем. Во-вторых, эту информацию нужно превратить в *знание* – т.е. систематизировать ее, выделить основное и второстепенное, традиционное и новое. В-третьих, перевести знание в убеждения, принципы поведения, что происходит под воздействием системы *образования*. В-четвертых, в обеспечении минимального уровня экологического риска и биобезопасности человечество должно опираться на *нормы права, принципы эко- и биоэтики*.

Экологическая культура – это не еще одно направление или аспект культуры, а *новое качество культуры*, отражение целостного мира на основе его практического, интеллектуального и духовного постижения. В экологической культуре картина мира предстает во всем многообразии как рационального, так и духовного воплощения; в отображении мира участвуют не только наука, но все без исключения языки культуры: миф и религия, наука и искусство, опыт практического освоения мира и, конечно, опыт духовных исканий и откровений.

Первым важным шагом на этом конструктивном пути является *объективная оценка* ситуации, в которой разного рода девиации, нарушение норм общежития принимают тотальный характер. И дело здесь не только в том, что люди несовершенны, но и в том, что нормы утратили свой некогда присущий им потенциал поддержания порядка, а «старый» порядок себя исчерпал. Следующий шаг – *определение причины* подобного состояния, невозможное вне экологического подхода, без анализа социума как подсистемы глобальной социо-природной системы. В стремлении *обособиться*, утвердить свою самостоятельность общество завело себя в тупик. Выход может заключаться в принятии нового «общественного договора».

Новый «договор» может быть заключен на принципиально иных основаниях, чем «старый». Генеральную цель социума он должен видеть не в закреплении его самостоятельности и «независимости» от природы, но, напротив, в коадаптации, сближении с природой. При этом важнейшим условием жизнеспособности подобного «договора» должна стать *ведущая роль духовных ценностей и вспомогательная роль ценностей материальных*. Именно такая иерархия позволит преодолеть охватившее общество тотальное чувство страха и обеспечит сохранение, развитие и биобезопасность глобальной социоприродной экосистемы, ибо сегодня мир ждет совсем другого отношения, – отношения к себе как к целому, безусловно ценному, *драгоценному* для каждого человека [8].

Экстремальная этика в обществе экологического риска

Термин «экстремальная этика» введен выдающимся современным этиком и философом М. Н. Эпштейном [9] совсем недавно, в связи с пандемией COVID-2019, которая поставила перед человечеством множество этических проблем – как долгосрочных, стратегических, нуждающихся в серьезной умозрительной рефлексии, так и тактических, насущных, которые приходится решать каждый день и даже каждую минуту. Например, медицинская сортировка, или триаж, – отбор тех больных, которым нужно в первую очередь оказывать помощь в условиях дефицита врачей и оборудования. Как решить, кого спасти, кому предоставить прибор искусственного дыхания, а кого обречь на смерть?

Моральный долг врача, как он обычно понимается, обращен к каждому отдельному индивиду: сделать все необходимое для его исцеления. Это отношение один на один. Но когда больных сотни и тысячи, как во время войн и эпидемий, начинает действовать другая, *экстремальная этика*, которая кажется чудовищной с точки зрения обычных нравственных норм. Приходится сознательно и целенаправленно оставлять одних агонии и смерти, чтобы излечить других. В таких условиях врач принимает на себя образ Господа

Бога и полностью подменяет его в праве выбора – кому жить, а кому умереть. Но какими критериями он должен руководствоваться?

Вместе с тем, кроме ситуативного принятия решения как «руководства к действию», выдвигаются проблемы глобально-стратегического плана: как сигнал к пересмотру сложившихся, устоявшихся и таких привычных мировоззренческих подходов – того, что принято называть научными *парадигмами*. Смена парадигм – это сущность научной революции, зачастую переворачивающей представление о мире и меняющей *научную картину мира*. Такими сменами научных парадигм можно считать открытие атомной структуры, генома живой материи, новые феномены в радиобиологии (эффект свидетеля и геномная нестабильность) и др.

В сфере экологического научного знания методолого-мировоззренческим революционным переворотом стало появление в 1970-х гг. *глобальной биоэтики* и смена антропоцентрической парадигмы в отношениях человека и природы на *не-антропоцентрическую [эко(био)центрическую]*, которая ставит во главу угла не человека, которому должна «подчиняться» и «служить» вся природа – живая и неживая. *Содержанием и целью глобальной биоэтики* выступает скромное осознание человеком себя как части живого и его забота: обо всех ныне живущих людях, о правах и интересах будущих людей, обо всех живых организмах, об окружающей среде и биосфере в целом. Эта новая не-антропоцентрическая энвайронментальная парадигма поначалу воспринималась как красивая пост-гуманистическая декларация, с которой все умозрительно были согласны, но которая никого ни к чему не обязывала. И приняв эту декларацию как красивую сказку из «прекрасного далека», мы продолжали, как ни в чем не бывало, относиться к природе и ее проявлениям по-старому – с антропоцентристских позиций *управления, использования, борьбы*, а не с позиции *сотрудничества, взаимодействия, коэволюции*. Мы забывали о необходимости *субъект-субъектных отношений* между человеком и природой, не задумываясь о том, что это значит; мы не затрудняли себя *нравственно-понимающим отношением*, со-чувствием и со-страданием к ней; нам по-прежнему чужд *«нравственно-экологический императив»* и *«благоговение перед жизнью»*.

«В развращенности века каждый из нас принимает то или иное участие. Одни вносят свою долю предательства, другие – беспечностью, безбожием, насилием, алчностью, жестокостью; короче говоря, – каждый тем, в чем он сильнее всего; самые же слабые добавляют к этому глупость, суетность, праздность», – писал Мишель Монтень. Сегодня людям предстоит менять себя, чтобы вернуть гармонию с миром и обеспечить собственную безопасность. Задача сохранения жизни на планете, устойчивое развитие как способ существования «духовно-го общества» не могут быть обеспечены в рамках прежней парадигмы общественного развития [3].

Людям предстоит вспомнить, что по своей сути экологическая этика – это *этика ненасилия, распространенная на отношение человека к природе*. И так же, как в человеческих отношениях, эффективность этики на протяжении тысячелетий была весьма низкой, но обращение к ней – было единственным шансом минимизации зла (что человечество начало осознавать лишь сегодня), так и в отношениях с природой: отказ от сознательного причинения ей зла, отказ от насилия по отношению к природным объектам – это «мост в будущее» (В. Р. Поттер) – единственная возможность выживания для человечества – даже с позиций антропоэгоизма.

Вместе с тем только в экстремальных ситуациях (как, например, сейчас – в кризисной ситуации с изменением климата или появлением коронавируса) мы начинаем понимать, что отношения с природным миром не могут бесконечно строиться на борьбе, что борьба эта бесперспективна, потому что объективные природные условия существования, независимые природные катаклизмы – они сильнее и могущественнее человечества – этой временной формы существования материи. И тогда встает вопрос о том, что в экстремальных условиях человечество должно, наконец, учиться использовать преимущество, данное ему природой – разум – с тем, чтобы понять: просто не-антропоцентризма уже недостаточно. *В экстремальных условиях человек должен открывать для себя и учиться пользоваться экстремальной этикой, парадоксальной, но необходимой, которая требует:*

- признания неисчерпаемых возможностей и прав природы на самомодификацию;
- защиты прав человека и природы в экстремальных условиях;
- анализа возможных рисков и уязвимости населения; защиты групп населения, особенно уязвимых в экстремальных условиях и защиты прав будущих поколений;
- регуляции поведения населения в экстремальных условиях;
- обязательного применения принципа предосторожности и презумпции опасности, непосредственно связанных с экстремальными условиями.

Более 100 лет назад, в начале XX века умами российской интеллигенции завладела знаменитая молитва святого Иоанна Кронштадтского: «Господи! Дай мне силы, чтобы изменить то, что возможно, дай мне мужество вынести то, что изменить невозможно, и дай мне мудрость, чтобы отличить одно от другого». Эта молитва – как наказ людям принимать мудрые решения в условиях неопределенности, опасностей и рисков. В наше время в условиях глобального экологического кризиса эти слова обретают особую актуальность.

И поэтому представляется весьма разумной и рациональной позиция ЮНЕСКО, направленная на выработку эффективной политики по сохранению человечества в условиях глобального изменения климата, основными задачами которой должны стать:

- поиск и разработка путей и методов противостояния этим изменениям;
- адаптация к ним человеческого сообщества;
- соблюдение при решении этих задач прав человека и природы.

Обратите внимание: основные задачи – не *борьба* с изменениями климата, а «поиск и разработка путей и методов *противостояния*» им, «адаптация к ним человеческого сообщества». Независимо от того, носят ли глобальные экологические изменения антропо-техногенный или стихийно-природный характер, человечество должно незамедлительно искать методы и средства *диалога с природой* и быть готовым к любым природным и климатическим катаклизмам, угрозам и рискам. Мы считаем, что такой подход является справедливым по отношению именно к *любым* природным катаклизмам, угрозам и рискам, которые упорно возникают (и скорее всего, будут возникать и дальше) на планете Земля. А это требует *смены ментальной парадигмы*, переосмысления принципов взаимоотношений человека и природных условий. Сегодня это требование справедливо и по отношению к ситуации, связанной с пандемией COVID-19.

Как ни кощунственно это звучит, но мы считаем, что бессмысленно говорить о «борьбе» с вирусом. Ведь он не хочет зла человеку, он реализует, как может, свое стремление к выживанию, более того, он «заинтересован» в человеческой жизни (а не смерти). Безусловно, это не означает, что мы должны его «хотить и лелеять» согласно принципу «благоговения перед жизнью». Нет, человечество должно *противостоять* ему, минимизируя его смертельный вред для человека, и, вместе с тем, искать *пути адаптации* к этой и идущим за ним следом другим формам вирусных инфекций. Ведь нам, скорее всего, придется жить вместе с ними и, возможно, они останутся надолго (если не навсегда).

В качестве возможности и продуктивности такой адаптации можно рассматривать радикальное изменение отношения к статусу ВИЧ и людям ВИЧ-инфицированным, благодаря достижениям современной медицины и генетики. Сегодня люди с «ВИЧ-неопределенной нагрузкой» больше не рассматриваются как обреченные, как источники инфекции. Они могут вести обычный образ жизни и дожить до глубокой старости. А ведь совсем недавно ВИЧ был источником стигматизации и дискриминации, к ВИЧ-инфицированным относились в обществе как к прокаженным, настаивая на их глубокой изоляции.

Еще одно «этико-кощунственное» замечание относительно COVID-19 и других пандемий в истории человечества, свидетельствующее о необходимости пересмотра традиционных парадигм, также носит неоднозначный и небесспорный характер. Не будучи ни в коей мере сторонниками неомальтузианства, мы готовы призвать наших читателей подумать над справедливостью *Закона народонаселения Мальтуса*, который он считал вечным, незыблемым законом природы. По его мнению, народонаселение Земли растет в геометрической прогрессии, тогда как средства существования растут в арифметической прогрессии. И чем больше население, тем меньше обрабатываемой земли остается на одного человека. Поэтому в силу действия закона убывающего плодородия возникает тенденция отставания роста продовольственных ресурсов от роста населения. В последнее время получили активное распространение такие концепции неомальтузианства, как теория оптимума населения (Г. Браун, Дж. Боннер), утверждения Г. Тейлора и П. Эрлиха о росте народонаселения как единственной причине экологического кризиса и т. п. В этих условиях выдвигаются довольно циничные (но в то же время весьма логичные) предположения, что экологические и др. катастрофы, в том числе эпидемии и пандемии являются формой саморегуляции баланса народонаселения и средств существования. В качестве подтверждения приводятся исторические примеры резкого скачка развития Европы после средневековых эпидемий чумы и холеры.

Природа не терпит пустоты и если освобождается некая экологическая ниша, то она немедленно заполняется, и это положение вполне справедливо и в ситуации с вирусами: мы успешно справились с гепатитом А, но ему на смену пришли риски заражения гепатитами В и С, и т.д. Это, в частности, доказательство того, что «полная победа» над конкретным видом вирусов не избавит от появления более опасных новых форм. В связи с этим представляется справедливой позиция Ганди, который считал, что популяционный иммунитет возможен только в условиях постоянного (и неизбежного) контакта с возбудителями.

В этих условиях речь идет об объективной необходимости и неизбежности смены этических парадигм, становящихся *экстремальной этикой* в *экстремальных условиях*. Или, по крайней мере, о необходимости философской рефлексии по поводу смены этих парадигм. Методологической основой морального выбора и разрешения складывающихся здесь ситуаций выступают такие философские системы, как *утилитаризм* и *эгалитаризм*. Для первой высшая цель – дать наибольшее «количество здоровья» наибольшему числу людей. Одни и те же ресурсы, если распределить их между «излечимыми», могут продлить жизнь большего числа людей на большее число лет. Вторая система требует предоставить всем равные условия для выживания и благоденствия, а значит, проявить больше заботы о тех, кто больше всего нуждается, то есть выравнивать доступ к благам медицины за счет преимущественной помощи наименее защищенным, компенсируя лечением их физическую недостаточность.

С точки зрения утилитаристской этики медицинская полезность, то есть объем продленной физической жизни на единицу затраченных ресурсов, может, кроме того, дополняться социальной полезностью.

Поэтому в первую очередь помощь должна оказываться тем, кто сам оказывает помощь, – врачам, сестрам, санитарам, а также работникам спасательных служб. Проблема эта уже неоднократно озвучивалась (в разных странах сообщалось о высокой заболеваемости COVID-2019 среди медиков). Но, к сожалению, мало кто озадачивался тем, что поскольку они спасают других людей, они заслуживают приоритетного лечения, которое тем самым умножит благотворное действие медицины: вылечишь врача — вылечишь его будущих пациентов. Если же социальную полезность рассматривать еще шире, не ограничиваясь медициной и физическим выживанием, но имея в виду благо цивилизации и всего человечества, то видный политик, ученый, инженер, филантроп, артист – люди, доказавшие свою полезность обществу, также должны попасть в приоритетную группу спасаемых, поскольку, помогая им, мы обеспечиваем социальное, экономическое, научно-техническое, культурное развитие цивилизации в поствирусную эру. Очевидно, именно в этом вопросе утилитаризм особенно остро противостоит эгалитаризму, который требует в первую очередь спасать слабых, пренебрегая сильными и здоровыми, которые сами о себе позаботятся. Утилитаризм, напротив, исходит из того, что здоровым (в том числе молодым) и сильным (в том числе профессионально полезным и социально значимым) нужно помогать в первую очередь, поскольку от их выживания зависит благополучие всех остальных. Поэтому усилия медиков должны быть направлены на укрепление тех приоритетов, которые обозначены в самом бытии природы и общества, а не применять их в пользу слабых и бедных.

Какая система более справедлива – ориентированная на самых сильных или самых слабых, самых нужных или самых незащищенных и уязвимых?

В самом начале пандемии всемирно известный современный философ Ю. Хабермас написал: «Никогда еще не было так много знаний о нашем невежестве и о неизбежности действовать и жить в условиях неопределенности». Возможно, он прав?

Библиографические ссылки

1. Бек У. *Общество риска. На пути к другому модерну*. Москва: Прогресс-Традиция; 2000. 384 с.
2. Йонас Г. *Принцип ответственности. Опыт этики для технологической цивилизации*. Москва: Айрис-Пресс; 2004. 480 с.
3. Тищенко П.Д. Концепция общества риска как отражение современной экологической ситуации. В: Мишаткина ТВ, Кундас СП, редакторы. *Основы экологической этики*. Минск: МГЭУ им. А.Д. Сахарова; 2008. с. 145–153.
4. Концепция национальной безопасности Республики Беларусь: утверждена Указом Президента Республики Беларусь № 575 от 9 ноября 2010 г. [Интернет; процитировано 11 февраля 2021 г]. Доступно по: <http://www.pravo.by/webnpa/text.asp?RN=P31000575>.
5. Логинов В.Ф. Против спектра угроз. Экологическая безопасность Беларуси. *Беларуская думка*, 2011;3:68–75.
6. Александрович ЯМ, Богданович АВ, Крюков ЛМ и др., редакторы. Национальная стратегия устойчивого социально-экономического развития Республики Беларусь на период до 2020 г. Минск; 2004 [Интернет]. [Процитировано 19 августа 2020]. Доступно по: https://un.by/images/library/thematic-publications/sustainable-development/OON_sMall_Rus.pdf.
7. Мишаткина ТВ, Мельнов СБ, редакторы. *Социальная биоэтика сквозь призму глобальной биоэтики*. Минск: МГЭИ им. А. Д. Сахарова; 2018. 518 с.
8. Мазур ИИ, Козлова ОН, Глазачев СН. *Путь к экологической культуре*. Москва: Горизонт; 2000. 194 с.
9. Эпштейн МН. *Будущее гуманитарных наук: Техногуманизм, креаторика, эротология, электронная филология и другие науки XXI века*. Москва: РИПОЛ Классик; 2019. 239 с.

References

1. Beck U. Risk Society: *Obshchestvo riska. Na puti k drugomu modernu* [Towards a New Modernity]. Moscow: Progress-Traditsiya; 2000. 384 p. Russian.
2. Jonas H. *Printsip otvetstvennosti. Opyt etiki dlya tekhnologicheskoy tsivilizatsii* [the imperative of responsibility: in search of an ethics for the technological age]. Moscow: Iris-Press; 2004. 480 p. Russian.
3. Tishchenko PD. Concept of Risk Society as Reflection of Modern Ecological Situation. In: Mishatkina TV, Kundas SP, editors. *Foundations of Ecological Ethics*. Minsk: ISEU named after A.D. Sakharov; 2008. p. 145–153. Russian.
4. National Security Concept of the Republic of Belarus. Approved by Presidential Decree №575 of 2010 November 9. [Internet; cited 2021 February 11]. Available from: <http://www.pravo.by/webnpa/text.asp?RN=P31000575>. Russian.
5. Loginov VF. Against Spectre of Threats. Ecological Security of Belarus. *Belaruskaya dumka*. 2011;3:68–75. Russian.
6. Alexandrovich YaM, Bogdanovich AV, Kryukov LM et al., editors. National Strategy for Sustainable Socio-Economic Development of the Republic of Belarus Up To 2020. Minsk, 2004. 204 p. [Internet; cited 2020 August 19]. Available from: https://un.by/images/library/thematic-publications/sustainable-development/OON_sMall_Rus.pdf. Russian.
7. Mishatkina TV, Melnov SB., editors. *Sotsial'naya bioetika skvoz' prizmu global'noy bioetiki* [Social Bioethics Through the Lens of Global Bioethics]. Minsk: International Sakharov Environmental Institute of the Belarusian State University; 2018. Russian.
8. Mazur II, Kozlova ON, Glazachev SN. *Put' k ekologicheskoy kul'ture* [Towards Ecological Culture]. Moscow: Horizont; 2000. 194 p. Russian.
9. Epstein MN. *Budushcheye gumanitarnykh nauk: Tekhnogumanizm, kreatorka, erotologiya, elektronnyaya filologiya i drugiye nauki XXI veka* [Future Humanities: Techno-Humanism, Creatorka, Erotology, Electronic Philology and other Sciences of the 21st Century]. Moscow: RIPOL Klassik; 2019. 239 p. Russian.

ИЗУЧЕНИЕ И РЕАБИЛИТАЦИЯ ЭКОСИСТЕМ

THE STUDY AND REHABILITATION OF ECOSYSTEMS

УДК 595.762.12(476.5)

ВЫРУБКИ ПОД ЛИНИИ ЭЛЕКТРОПЕРЕДАЧ В СОСНОВЫХ ЛЕСАХ БЕЛОРУССКОГО ПООЗЕРЬЯ КАК МЕСТА ОБИТАНИЯ ЖУЖЕЛИЦ (COLEOPTERA, CARABIDAE)

А. А. ЛАКОТКО¹⁾, Г. Г. СУШКО¹⁾

¹⁾Витебский государственный университет им. П. М. Машерова,
Московский проспект, 33, 210023, г. Витебск, Беларусь

Впервые в Белорусском Поозерье исследовано влияние на население жуужелиц регулярных рубок деревьев в сосновых лесах под линии электропередач (ЛЭП). На просеках ЛЭП прослежено формирование структуры сообществ данной группы и выявлено увеличение видового богатства, числа особей и разнообразия жуужелиц по сравнению с прилегающими сосновыми лесами (*Pinetum vacciniosum* и *Pinetum myrtillosum*). Выявлено изменение видового состава, в том числе и группы доминантов, среди которых отмечено появление обитателей открытых пространств – *Poecilus versicolor* и *Calathus erratus*. Показано, что ассамблеи жуужелиц просеки ЛЭП более всего отличались от таковых сосняка брусничного. Регрессионный анализ показал положительную зависимость видового разнообразия жуужелиц от проективного покрытия кустарничков и отрицательную зависимость числа их особей на просеках – от высоты травяно-кустарничкового яруса и влажности почвы.

Ключевые слова: просеки ЛЭП; сосновые леса; биоразнообразие; жуужелицы; факторы среды.

Благодарность. Авторы выражают искреннюю признательность доценту кафедры зоологии и ботаники И. А. Солодовникову за помощь в определении материала.

Образец цитирования:

Лакотко АА, Сушко ГГ. Вырубки под линии электропередач в сосновых лесах Белорусского Поозерья – как места обитания жуужелиц (Coleoptera, Carabidae). *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2021;1:15–28. <https://doi.org/10.46646/2521-683X/2021-1-15-28>

For citation:

Lakotko AA, Sushko GG. Power line corridors in pine forests as habitats for ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in the Belarusian Poozerie. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2021;1:15–28. Russian. <https://doi.org/10.46646/2521-683X/2021-1-15-28>

Авторы:

Анатолий Аркадьевич Лакотко – старший преподаватель кафедры экологии и географии биологического факультета.
Геннадий Геннадьевич Сушко – доктор биологических наук, доцент, заведующий кафедрой экологии и географии биологического факультета.

Authors:

Anatoly A. Lakotko, senior lecturer at the department of ecology and geography, faculty of biology.
lakotko65@gmail.com
Gennadi G. Sushko, doctor of science (biology), docent; head of the department of ecology and geography, faculty of biology.
gennadis@rambler.ru

POWER LINE CORRIDORS IN PINE FORESTS AS HABITATS FOR GROUND BEETLES (COLEOPTERA, CARABIDAE) IN THE BELARUSIAN POOZERIE

A. A. LAKOTKO^a, G. G. SUSHKO^a

^aVitebsk State University named after P. M. Masherova,
33 Maskoŭski Avenue, 210015 Vičeb'sk, Belarus

Corresponding author: G. G. Sushko (gennadis@rambler.ru)

For the first time in the Belarusian Lake District, the influence of regular tree felling in pine forests under power lines on the biodiversity of ground beetles has been studied. On the power line corridor species richness, number of individuals, and the diversity of ground beetles were highest in comparison with the adjacent forests (*Pinetum vacciniosum* and *Pinetum myrtillosum*). In addition, species composition and group of dominants composition were different. Among dominant species there are inhabitants of open spaces *Poecilus versicolor* and *Calathus erratus*. The assemblages of ground beetles of the power line corridor were the most differed from *Pinetum vacciniosum*. Regression analysis (GLM) showed a negative influence of the height of the herb-dwarf shrub layer on the number of individuals of ground beetles. Shrub cover positive affected carabid diversity, whereas soil moisture had a negative effect.

Keywords: power line corridors; pine forests; biodiversity; ground beetles; environmental factors.

Acknowledgements. The authors are grateful to I. A. Solodovnikov, associate professor of the Department of Zoology and Botany, for his help in determining the material.

Введение

Развитие современной инфраструктуры привело к созданию условий, которые могут обеспечить альтернативную среду обитания для живых организмов. Так, обочины дорог способствуют формированию такой специфичной группы – как рудералы; песчаные карьеры становятся благоприятными местообитаниями для многих псаммофилов и обитателей открытых пространств; противопожарные полосы в лесах и просеки линий электропередач также предоставляют своеобразные экологические условия.

Общая длина линий электропередач (ЛЭП) в Беларуси составляет около 279 тыс. км [1], что свидетельствует об измененных условиях среды на значительной площади. За счет регулярной вырубki молодых деревьев и кустарников, скашивания трав создаются иные микроклиматические условия и биотические ресурсы, которые отличаются от существующих в исходных экосистемах, что особенно наглядно прослеживается в лесах. Сформированные в лесах коридоры поддерживаются человеком на ранних сукцессионных стадиях, задерживая ход естественных процессов в экосистемах. Такие изменения не могут не влиять на условия обитания консументов, в числе которых наиболее многочисленной группой являются насекомые. Однако до настоящего времени оценка состояния разнообразия насекомых в измененных местах обитания – таких, как просеки под ЛЭП, – в Беларуси не проводилась. Имеющиеся зарубежные литературные данные демонстрируют важную роль ЛЭП в формировании альтернативных местообитания [2; 3; 4].

В климатических условиях северной Беларуси на границе между евразийской зоной хвойных и европейской зоной широколиственных лесов преобладают бореальные сосновые леса разных типов [5]. Следует ожидать, что в сосновых лесах данного региона просеки ЛЭП, хорошо прогреваемые и инсолированные, являются наиболее благоприятными для обитателей напочвенного яруса, о чем свидетельствует увеличение их разнообразия и формирование достаточно специфичных видовых ассамблей, в том числе и таких многочисленных организмов, как жуужелицы. Это определило цель данной работы – дать сравнительную характеристику видового богатства, обилия и разнообразия, а также видового состава жуужелиц просек ЛЭП и прилегающий сосновых лесов.

Материалы и методы

Материалом послужили результаты исследований, проведенных в Сенненском районе Витебской области (окрестности д. Щитовка, координаты 54°52'N 30°24'E) на вырубке ЛЭП в сосновых лесах двух типов: сосняке брусничном (*Pinetum vacciniosum*) и сосняке черничном (*Pinetum myrtillosum*). Ширина коридора составляла 10–15 м. Сборы жуужелиц проводились в 2017–2018 гг. с конца апреля до конца октября с интервалом 10–14 дней методом почвенных ловушек на 15 участках, выбранных в случайном порядке. Пять из них были расположены вдоль «центральной линии» коридора ЛЭП, а 10 – по 5 слева и справа в 100 м от края просеки в глубине леса (для исключения влияния краевого эффекта). Выбранные участки в каждом типе места обитания (коридор ЛЭП или лес) находились на расстоянии не менее 50 м друг от друга и были удалены от опоры ЛЭП более чем на 50 м. Расстояние же между ловушками составляло 5 м. На каждом

участке было установлено по 5 ловушек, представляющих собой пластиковые стаканчики объемом 250 мл, на треть заполненные 9 % раствором уксусной кислоты. Всего было использовано 75 ловушек.

На каждом участке вблизи ловушек на площадках 1×1 м измерялись следующие показатели: число видов высших сосудистых растений; высота травяно-кустарничкового яруса; проективное покрытие (в %), общее для травяно-кустарничкового яруса, трав, кустарничков, мохового покрова, подстилки; толщина мохового покрова, подстилки и гумусового слоя [6–8].

На каждой площадке измерялись влажность и pH почвы (табл. 1). Для оценки данных показателей были взяты образцы почвы на глубине 10 см (исключая подстилку и слой ферментации) из четырех углов и центра каждого из квадратов. Навески по 5 г почвы растворяли в 20 мл дистиллированной воды и через 1 ч проводили измерения pH-метром Hanna Instruments HI 8314. Влажность оценивалась с помощью термogravиметрического метода: образцы почвы собирались в алюминиевые бюксы, затем взвешивались на аналитических весах и высушивались в течение 24 ч в сушильном шкафу при температуре 65° С. Относительная влажность почвенных образцов (в %) рассчитывалась по формуле

$$Вл = [(B2-B3) / (B3-B1)] \times 100 [7,8],$$

где B1 – вес пустого алюминиевого бюкса (г); B2 – вес бюкса + образца почвы (г); B3 – вес бюкса и сухой почвы (г).

Весь спектр выбранных показателей представлен в табл. 1.

Таблица 1

Средние значения (± стандартная ошибка) фитоценологических
и физико-химических показателей почвы стационаров исследований

Table 1

Mean values (± standard error) of phytocenotic and physicochemical variables of the soil of research sites

Переменные среды	Сосняк брусничный	Сосняк черничный	Коридор ЛЭП	p-уровень
Число видов растений	1,5 ± 0,25	2,5 ± 0,22	8 ± 0,64	***
Высота травяно-кустарничкового яруса, см	20,7 ± 1,99	31,6 ± 1,59	24 ± 1,96	***
pH	4,27 ± 0,02	4,28 ± 0,03	5,48 ± 0,06	***
Проективное покрытие травяно-кустарничкового яруса, %	62,4 ± 5,75	63,4 ± 5,46	19,3 ± 2,64	***
Проективное покрытие кустарничкового яруса, %	61,9 ± 5,76	61,1 ± 6,24	16,4 ± 2,75	***
Проективное покрытие травяного яруса, %	0,6 ± 0,16	4,5 ± 1,14	0,2 ± 0,13	***
Проективное покрытие мохового яруса, %	93,7 ± 0,74	90,8 ± 1,24	17,2 ± 2,67	**
Проективное покрытие подстилки, %	5,3 ± 1,11	2,1 ± 0,17	0,1 ± 0,1	**
Количество деревьев	9,6 ± 0,77	9,2 ± 0,44	0	н.з.
Высота деревьев, м	22,8 ± 1,04	23,7 ± 0,88	0	н.з.
Количество деревьев, высотой 2-5 м	16,1 ± 2,45	4,9 ± 0,45	29,4 ± 3,18	***
Влажность гумусового слоя, %	7,86 ± 0,72	10,17 ± 0,40	8,28 ± 0,74	*
Толщина мохового покрова, см	7,5 ± 0,79	7,1 ± 0,65	3,7 ± 0,26	***
Толщина подстилки, см	1,2 ± 0,13	1,7 ± 0,15	1,9 ± 0,84	***
Толщина гумусового слоя, см	3,8 ± 0,24	2,5 ± 0,26	4,9 ± 0,68	н.з.

Примечание. Уровень значимости (p) теста Краскела – Уолиса, демонстрирующего различия измеренных переменных: *** – меньше 0,001; ** – меньше 0,01; * – меньше 0,05; н.з. – нет значимых различий.

Как видно из табл. 1, переменные среды демонстрируют, согласно проведенному тесту Краскела–Уолиса, значимые более высокие средние значения числа видов высших сосудистых растений, количества деревьев подроста (от 2 до 5 м высотой), толщины подстилки, вследствие наличия лиственных деревьев и кустарников, а также уменьшение кислотности почвы на просеках под ЛЭП. С другой стороны, общее проективное покрытие травяно-кустарничкового яруса, проективное покрытие трав и кустарничков, мхов, влажность гумуса были достоверно ниже. Толщина гумусового слоя во всех местообитаниях не имела значимых отличий. В лесах средние значения большинства измеренных переменных, таких как pH, количество

деревьев на учетных площадках и их высота, общее проективное покрытие травяно-кустарничкового яруса, проективное покрытие трав и кустарничков, мхов и толщина мохового слоя не различались значимо. В то же время влажность гумуса и некоторые фитоценоотические показатели сосняка черничного оказались достоверно более высокими, по сравнению с сосняком брусничным. В их числе высота и проективное покрытие травяного яруса, представленного преимущественно марьянником дубравным (табл. 1).

Для статистического анализа данные, полученные на каждом участке, были объединены в соответствие с каждым из трех типов изучаемых местообитаний (просека ЛЭП, сосняк брусничный, сосняк черничный). Для статистического анализа данные предварительно проверялись на соответствие закону нормального распределения с использованием теста Шапиро – Уилка. Однако, в силу их несоответствия данному закону, для оценки различий между выборками использовался непараметрический критерий Краскела–Уолиса (H_c) и апостериорный тест Дана.

Для оценки альфа-разнообразия применены Числа Хилла (Hill's numbers), графическое отображение которых демонстрирует отличие основных показателей разнообразия их различия. Первое число Хилла ($q=0$) оценивает видовое богатство и предсказывает его ожидаемое максимально возможное значение с помощью метода экстраполяции. Второе число Хилла ($q=1$) является экспонентой энтропийного индекса Шеннона (H'). Третье число Хилла ($q=2$) отражает обратный индекс концентрации Симпсона ($1-D$) [9].

Дополнительно были рассчитаны значения непараметрического эстиматора видового богатства Чоу 1, позволяющего проводить оценку ожидаемого числа видов на основе сравнительно небольшого числа выборок по количественным данным, а также индекса разнообразия Шеннона (H') и индекса выравненности Пielу (J') [10; 11].

Бета-разнообразие ассамблей жужелиц исследовано с помощью непараметрического теста ANOSIM (analysis of similarity), позволяющего выявить сходства или различия видового состава. Визуализация различий выполнена с применением метода ординации – неметрического многомерного шкалирования (non-metric multidimensional scaling, NMDS) на основе меры расстояния Брея – Кертиса. Для выявления видов, которые вносят наибольший вклад в гетерогенность ассамблей жужелиц различных мест обитаний, использован SIMPER (similarity of percentage) тест, основанный на доле (в %) видов в выборках, с использованием индекса Брея – Кертиса [12].

Влияние типа местообитания и года исследования на число зарегистрированных особей, видовое богатство и разнообразие, а также проверка потенциальной возможности наличия пространственной автокорреляции были протестированы с использованием двухфакторного дисперсионного анализа (two-way ANOVA).

Для оценки влияния выбранных показателей среды на видовое богатство, число особей и разнообразие, выраженное значением индекса Шеннона, применен регрессионный анализ (обобщенная модель множественной регрессии Generalized Linear Models – GLM) с распределением Пуассона (Poisson distribution). Анализ ассамблей жужелиц на просеках под ЛЭП и обитателей прилегающих лесов выполнен отдельно. Так как значения большинства переменных среды в лесах не различались значимо, они анализировались совместно. Перед анализом переменные, выраженные в процентах, были подвержены преобразованию (arcsine). В целях избегания мультиколлинеарности объясняющих переменных был рассчитан фактор инфляции дисперсии (variation inflation factors – VIF), который позволил выявить те из них, которые обладают высокой взаимной корреляцией. В случае $VIF > 5$, переменные исключены из анализа [13; 14].

Переменными для моделей, оценивающих видовое богатство, число особей и разнообразие жужелиц просек ЛЭП и исходных сосновых лесов, были выбраны следующие показатели: число видов высших сосудистых растений, высота травяно-кустарничкового яруса, проективное покрытие кустарничков, число деревьев высотой менее 2 м, pH и влажность почвы. Переменными для коридоров ЛЭП являлись идентичные лесам – число видов высших сосудистых растений, высота травяно-кустарничкового яруса, проективное покрытие кустарничков, число деревьев, высота деревьев, число деревьев высотой менее 2 м (подрост), pH и влажность почвы, дополненные данными о толщине мохового покрова. Модель, наилучшим образом описывающую выявленные зависимости, выбирали методом пошагового исключения переменных, основываясь на значении информационного критерия Акаике (Akaike information criterion – AIC). Оценка качества модели производилась с помощью коэффициента детерминации (R^2). Кроме того, была выполнена проверка на избыточную дисперсию (overdispersion), которая может исказить ход анализа. Если таковая была обнаружена, стандартная ошибка корректировалась выбором распределения квази-Пуассона (quasi-Poisson) и расчетом псевдо-коэффициента детерминации (pseudo R^2) [12; 13]. Анализы выполнены с использованием статистической среды R 3.4.2 (пакеты car и vegan) [15], пакетов анализа PAST 3.0 [16], EstimateS 9.1.0 [17] и INEXT [18].

Результаты исследований

Данные о видовой структуре жужелиц исследованных местообитаний, включающей 47 видов, представлены в табл. 2.

В ней показано, что максимальное число видов (36) выявлено в ассамблеях жужелиц просеки ЛЭП, тогда как наименьшее – в сосняке брусничном (14 видов). В сосняке черничном установлено 30 видов. Среднее число видов в выборках достоверно различалось ($H_c = 19,32$, $p = 0,0001$) и составило $7,4 \pm 0,45$ (сосняк брусничный), $10 \pm 0,54$ (сосняк черничный), $14 \pm 0,73$ (ЛЭП).

Таблица 2

Видовой состав и относительное обилие (в %) жужелиц (Coleoptera, Carabidae) просек ЛЭП и исходных сосновых лесов

Таблица 2

Species composition and relative abundance (in %) of ground beetles
(Coleoptera, Carabidae) of power line corridors and original pine forests

№ п/п	Виды	Сосняк брусничный	Сосняк черничный	Просека ЛЭП
1	<i>Cicindela hybrida</i> L.	0,23	0,00	0,00
2	<i>Carabus glabratus</i> Payk.	0,00	0,56	0,78
3	<i>Carabus coriaceus</i> L.	8,11	0,38	0,22
4	<i>Carabus convexus</i> Fabr.	0,23	0,56	0,45
5	<i>Carabus hortensis</i> L.	9,23	9,04	3,58
6	<i>Carabus granulatus</i> L.	0,00	0,38	0,00
7	<i>Carabus cancellatus</i> Ill.	0,00	0,00	0,11
8	<i>Carabus arvensis</i> Herbst	40,09	38,61	16,78
9	<i>Cychris caraboides</i> L.	3,38	0,38	1,79
10	<i>Leistus ferrugineus</i> L.	0,00	0,38	0,00
11	<i>Notiophilus palustris</i> Duft.	0,00	0,19	0,56
12	<i>Notiophilus germinyi</i> Fauv.	0,00	0,19	0,00
13	<i>Notiophilus aquaticus</i> L.	0,00	0,19	0,00
14	<i>Poecilus cupreus</i> L.	0,00	0,38	0,11
15	<i>Poecilus lepidus</i> Leske	0,00	0,38	0,34
16	<i>Poecilus versicolor</i> Sturm	2,93	3,01	6,04
17	<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> Fabr.	3,83	8,29	9,96
18	<i>Pterostichus niger</i> Schal.	1,13	1,13	3,13
19	<i>Pterostichus melanarius</i> Ill.	0,00	0,38	0,11
20	<i>Pterostichus aethiops</i> Panz.	0,90	0,00	1,34
21	<i>Pterostichus anthracinus</i> Ill.	0,00	0,19	0,22
22	<i>Pterostichus vernalis</i> Panz.	0,00	0,00	0,11
23	<i>Pterostichus nigrita</i> Payk.	0,45	0,19	0,34
24	<i>Pterostichus rhaeticus</i> Heer	0,00	0,94	0,34
25	<i>Pterostichus diligens</i> Sturm	0,00	0,00	0,11
26	<i>Pterostichus minor</i> Gyll.	0,00	0,19	0,00
27	<i>Pterostichus strenuus</i> Panz.	0,00	0,75	0,00
28	<i>Asaphidion flavipes</i> L.	0,00	0,38	0,00
29	<i>Calathus micropterus</i> Duft.	28,83	28,25	16,11
30	<i>Calathus melanocephalus</i> L.	0,00	0,00	0,22
31	<i>Calathus erratus</i> Sahl.	0,00	0,94	33,33
32	<i>Amara ovata</i> Fabr.	0,00	0,00	0,22
33	<i>Amara communis</i> Panz.	0,00	0,94	0,00
34	<i>Amara convexior</i> Step.	0,00	0,00	0,11

Окончание табл. 2

Ending table 2

№ п/п	Виды	Сосняк брусничный	Сосняк черничный	Просека ЛЭП
35	<i>Amara fulva</i> Deg.	0,00	0,00	0,22
36	<i>Amara brunnea</i> Gyll.	0,00	1,88	1,45
37	<i>Harpalus luteicornis</i> Duft.	0,23	0,00	0,00
38	<i>Harpalus rufipes</i> Deg.	0,00	0,38	0,00
39	<i>Harpalus laevipes</i> Zett.	0,00	0,00	0,22
40	<i>Harpalus latus</i> L.	0,45	0,38	0,11
41	<i>Harpalus tardus</i> Panz.	0,00	0,00	0,22
42	<i>Harpalus smaragdinus</i> Duft.	0,00	0,00	0,11
43	<i>Cymindis vaporariorum</i> L.	0,00	0,00	0,11
44	<i>Synuchus vivalis</i> Ill.	0,00	0,19	0,67
45	<i>Epaphius secalis</i> Payk.	0,00	0,00	0,22
46	<i>Nebria brevicollis</i> Fabr.	0,00	0,00	0,11
47	<i>Oxytelus obscurus</i> Herbst	0,00	0,00	0,11

Тест ANOSIM (табл. 2) показал достоверные ($p = 0,001$), но не высокие ($R = 0,29$) отличия видового состава жуков трех исследуемых мест обитания. При этом, по результатам NMDS, наибольшей дифференциацией характеризуются ассамблеи жуков просеки ЛЭП и сосняка брусничного, тогда как сосняк черничный занимает промежуточное положение между просекой и сосняком черничным (рис. 6). Всего на просеке ЛЭП выявлено 14 видов, не зарегистрированных в лесах, однако все они представлены 1–2 особями. Гетерогенность ассамблей жуков просек, по сравнению с лесами, обусловлена, как показал SIMPER тест, всего несколькими видами, численность которых варьируется во всех исследуемых местах обитания (табл. 3). Прежде всего, это *Calathus erratus* и *Poecilus versicolor*, относительное обилие которых высоко только на просеке ЛЭП, а также *Pterostichus oblongopunctatus*, обилие которого на просеке выше, по сравнению с лесами.

В тоже время, результаты апостериорных сравнений с использованием теста Дана показали отсутствие значимых различий ($p < 0,05$) видового богатства в ассамблеях жуков лесов (рис. 1).

Выявленное число видов в сосняке брусничном в наибольшей степени соответствует максимально возможному.

Различия видового богатства отражены на рис. 2.

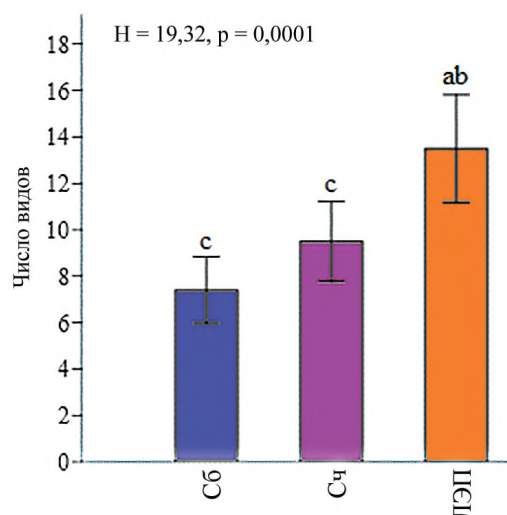


Рис. 1. Средние значения числа видов ($\pm$ стандартная ошибка) жуков (Coleoptera, Carabidae) просек ЛЭП и исходных сосняка брусничного (С6) и сосняка черничного (С4) в условиях Белорусского Поозерья

Fig. 1. Average values of the number of species ($\pm$ standard error) of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) of power line corridors (ЛЭП) and initial lingonberry pine forest (С6) and blueberry pine forest (С4) in the conditions of the Belarusian Poозерье

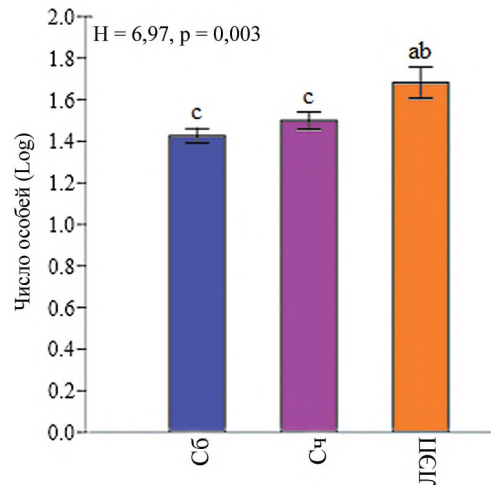


Рис. 2. Средние значения числа особей ($\pm$ стандартная ошибка) жуужелиц (Coleoptera, Carabidae) просек ЛЭП и исходных сосняка брусничного (Сб) и сосняка черничного (Сч) в условиях Белорусского Поозерья

Fig. 2. Average values of the number of individuals ($\pm$ standard error) of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) of power line corridor (ЛЭП) and initial lingonberry pine forest (Сб) and blueberry pine forest (Сч) in the conditions of the Belarusian Poозerie

Как видно на рис. 2, характеризующем различия видового богатства (q_0), кривая, характеризующая данный биотоп, достигает асимптоты. Кривые, как интерполяции (отражают наблюдаемое число видов), так и экстраполяции (прогнозируют возможное число видов), соответствующие лесам, более пологие. Это указывает, что эти места обитания могут отличаться еще более высоким видовым богатством жуужелиц. Кроме того, непараметрический эстиматор Чhao-1 показал, что прогнозируемое среднее число видов в выборках может составить 8,5 (83,33 % от наблюдаемого) в сосняке брусничном, 13 (75,67% от наблюдаемого) в сосняке черничном и 19 (73,14 % от наблюдаемого). Несмотря на различия выявленного и прогнозируемого числа видов, их соотношения, выраженные в процентах, свидетельствуют о достаточно высоких выборочных усилиях, приложенных во время сбора материала.

Таким образом, основываясь на анализах различного типа в целом, можно констатировать более высокое видовое богатство жуужелиц на просеках ЛЭП по сравнению с исходными лесными экосистемами, что и продемонстрировано на рисунках 1 и 2.

Число особей в ассамблеях жуужелиц, соответствующих трем исследованным местам обитания, достоверно различалось ($H=6,97$, $p=0,003$) и продемонстрировало тренд, сходный с видовым богатством. Наибольшее среднее число особей ($89,4 \pm 16,68$) было зарегистрировано на просеках ЛЭП, наименьшее – в сосняке брусничном ($44,4 \pm 3,33$). В сосняке черничном данный показатель составил $53,1 \pm 4,52$.

Данные о выявленном и прогнозируемом видовом богатстве жуужелиц представлены на рис. 3.

При этом количество особей в лесах не различалось значимо ($p < 0,05$), что следует из рис. 3.

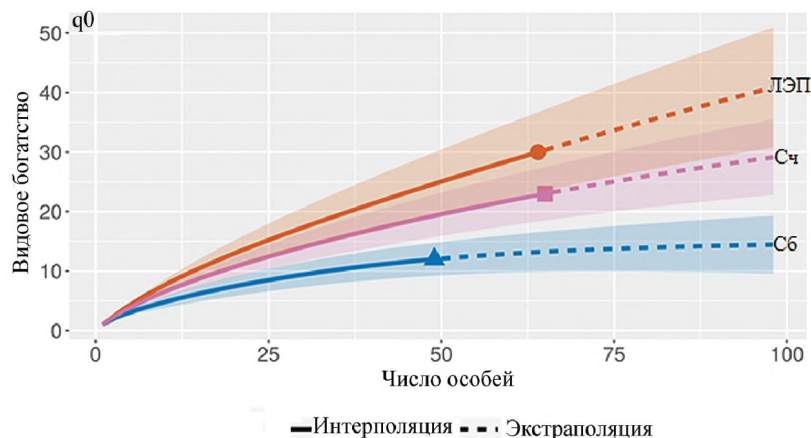


Рис. 3. Выявленное (интерполяция) и прогнозируемое (экстраполяция) видовое богатство жуужелиц (Coleoptera, Carabidae) просек ЛЭП и исходных сосняка брусничного (Сб) и сосняка черничного (Сч) в условиях Белорусского Поозерья

Fig. 3. Revealed (interpolation) and predicted (extrapolation) species richness of beetles (Coleoptera, Carabidae) of power line corridor (ЛЭП) and initial lingonberry pine forest (Сб) and bilberry pine forest (Сч) in the conditions of the Belarusian Poозerie

Видовое разнообразие жуужелиц с помощью индексов q_1 и q_2 показано на рис. 4 и 5.

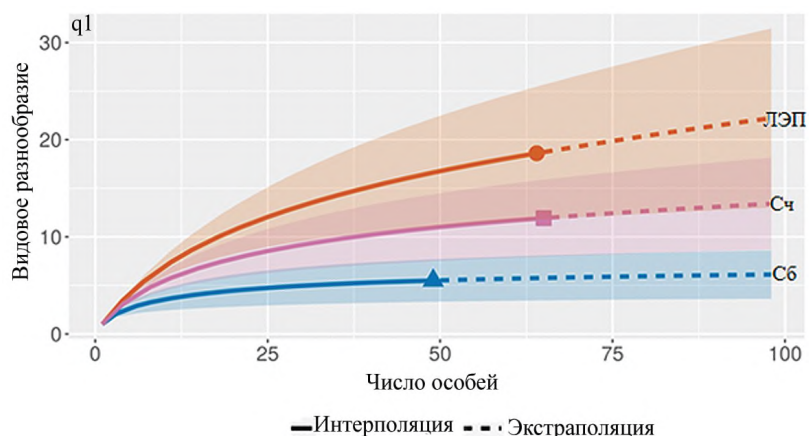


Рис. 4. Выявленное (интерполяция) и прогнозируемое (экстраполяция) видовое разнообразие (выражено экспонентой индекса Шеннона – H') жуужелиц (Coleoptera, Carabidae) просек ЛЭП и исходных сосняка брусничного (Сб) и сосняка черничного (Сч) в условиях Белорусского Поозерья

Fig. 4. Identified (interpolation) and predicted (extrapolation) species diversity (expressed by the exponent of the Shannon index – H') ground beetles (Coleoptera, Carabidae) of power line corridor (ЛЭП) and the original lingonberry pine forest (Сб) and blueberry pine forest (Сч) in the conditions of the Belarusian Poozerie

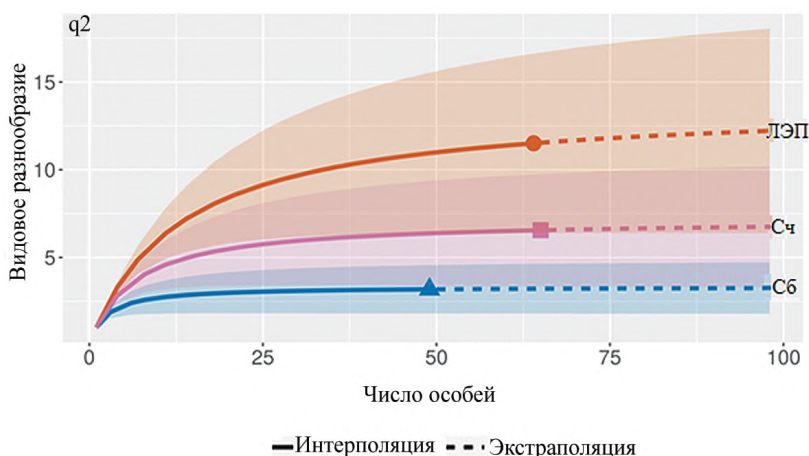


Рис. 5. Выявленное (интерполяция) и прогнозируемое (экстраполяция) видовое разнообразие (выражено значениями обратного индекса Симпсона, $1 - D$) жуужелиц (Coleoptera, Carabidae) просек ЛЭП и исходных сосняка брусничного (Сб) и сосняка черничного (Сч) в условиях Белорусского Поозерья

Fig. 5. Identified (interpolation) and predicted (extrapolation) species diversity (expressed by the values of the inverse Simpson index, $1 - D$) of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) of power line corridor (ЛЭП) and initial lingonberry pine forest (Сб) and blueberry pine forest (Сч) in the conditions of the Belarusian Poozerie

Анализ видового разнообразия, основанный на значениях двух индексов (q_1 и q_2), продемонстрировал на рис. 4 и 5 более высокое разнообразие в ассамблеях жуужелиц просек ЛЭП по сравнению с прилегающими лесными экосистемами. При этом разнообразие в сосняке черничном было выше, чем в сосняке брусничном. Выровненность видов по обилию во всех местах обитания была относительно невысокой и составила в сосняке брусничном $J' = 0,556 \pm 0,03$, в сосняке черничном – $J' = 0,535 \pm 0,01$, на просеке ЛЭП – $J' = 0,539 \pm 0,05$. Достоверные различия значений индекса Пиеду не обнаружены ($H_c = 0,63$, $p = 0,072$).

Выявленные показатели разнообразия обусловлены преобладанием ограниченного числа видов в каждом из исследованных местообитаний. В частности, в сосняке брусничном к ним относятся *Carabus coriaceus* (8,10 % от всех отловленных особей), *Carabus hortensis* (9,23 %), *Calathus micropterus* (28,83 %) и *Carabus arvensis* (40,09 %), в сосняке черничном – *Pterostichus oblongopunctatus* (8,29%), *Carabus hortensis* (9,04 %), *Calathus micropterus* (28,25 %) и *Carabus arvensis* (38,61 %), на просеке под ЛЭП – *Poecilus versicolor* (6,04 %), *Pterostichus oblongopunctatus* (9,96 %), *Calathus micropterus* (16,11 %), *Carabus arvensis* (16,78 %) и *Calathus erratus* (33,33 %).

Места обитания, уровень различия, вклад в %, а также гетерогенность сообществ жуужелиц в зависимости от экологических условий показана в табл. 3.

Таблица 3

Вклад в гетерогенность ассамблей жуужелиц (Coleoptera, Carabidae) просек ЛЭП
и исходных лесов отдельных видов по результатам SIMPER теста

Table 3

Contribution to the heterogeneity of assemblies of ground beetles (Coleoptera, Carabidae)
of power line corridors and original forests of certain species according to the results of the SIMPER test

Виды	Биотопы			
	ЛЭП/сосняк брусничный		ЛЭП/сосняк черничный	
	Уровень различия	Вклад в %	Уровень различия	Вклад в %
<i>Calathus erratus</i>	15,13	26,49	14,4	30,21
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i>	6,04	10,58	3,767	7,902
<i>Poecilus versicolor</i>	3,61	6,334	2,88	6,041

Примечание. Указаны только виды, с вкладом более 5 %.

Результаты проведенного двухфакторного дисперсионного анализа продемонстрировали достоверное ($p < 0,05$) влияние типа местообитания на число особей, видовое богатство и разнообразие жуужелиц, выраженное индексом Шеннона, представлены в табл. 4. Тогда как год исследований не влиял значимо ($p > 0,05$), что свидетельствует об отсутствии автокорреляции.

Таблица 4

Влияние типа биотопа и года исследования на число особей, видовое богатство и разнообразие жуужелиц
(Coleoptera, Carabidae) просек ЛЭП и исходных лесов (результаты дисперсионного анализа two-way ANOVA)

Table 4

Influence of biotope type and study year on the number of individuals, species richness, and diversity
of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) of power line corridors and original forests (results of two-way ANOVA analysis)

Переменная	Число особей (N)			Число видов (S)			Индекс Шеннона (H')		
	Число степеней свободы (df)	F-критерий	p-уровень	Число степеней свободы (df)	F-критерий	p-уровень	Число степеней свободы (df)	F-критерий	p-уровень
Свободный член (Intercept)	1	775,55	***	1	1120,48	***	1	963,88	***
Год	1	1,25	н.з.	1	1,003	н.з.	1	1,22	н.з.
Биотоп	2	172,75	**	2	88,57	*	2	17,64	*
Год / Биотоп	3	1,19	н.з.	3	1,52	н.з.	3	1,78	н.з.

Примечание. Уровень значимости (p): *** – меньше 0,001, ** – меньше 0,01, * – меньше 0,05, н.з. – нет значимых различий.

Обобщенные модели множественной регрессии (GLM), позволяющие оценить некоторые факторы среды на структуру сообществ жуужелиц, представлены в таблицах 5 и 6.

Для оценки влияния определенных факторов среды на число особей, видовое богатство и разнообразие жуужелиц просек ЛЭП и исходных лесов выполнен регрессионный анализ. Построенные обобщенные модели множественной регрессии (GLM) продемонстрировали отсутствие достоверного влияния ($p > 0,05$) измеренных переменных на видовое богатство жуужелиц всех исследованных местообитаний. На просеке ЛЭП на число особей значимо ($p < 0,05$) влияла высота травяно-кустарничкового яруса (отрицательный эффект) (табл. 5), в лесах достоверное влияние оказали pH и толщина мохового покрова (отрицательный эффект), а также проективное покрытие кустарничков и высота деревьев (положительный эффект) (табл. 6). Разнообразие жуужелиц просек ЛЭП, выраженное индексом Шеннона, имело положительную зависимость от высоты и проективного покрытия кустарничков, а также доли открытого грунта и отрицательную от

влажности почвы (табл. 5). В исходных лесах разнообразие определялось проективным покрытием кустарничков и возрастало с его увеличением (табл. 6).

Переменные, отражающие состояние населения жуужелиц на просеках и сосновых лесах по результатам обобщенных моделей множественной регрессии GLM, представлены в табл. 5 и 6.

Таблица 5

Влияние переменных среды на число особей, видовое богатство и разнообразие жуужелиц (Coleoptera, Carabidae) просек ЛЭП (результаты построения обобщенных моделей множественной регрессии GLM)

Table 5

Influence of environmental variables on the number of individuals, species richness and diversity of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) of power line corridors (results of constructing generalized GLM multiple regression models)

Переменная среды	Коэффициент (Estimate)	Стандартная ошибка (Standard. Error)	Значения критериев Вальда (z) и Стьюдента (t)	p-уровень
Видовое богатство ($R^2 = 0,733$)				
Свободный член (Intercept)	1,08	1,77	0,61	н.з.
Высота травяно-кустарничкового яруса (см)	–0,01	0,01	–0,96	н.з.
pH	0,33	0,28	1,19	н.з.
Проективное покрытие кустарничкового яруса (%)	–0,005	0,01	0,49	н.з.
Доля открытого грунта (%)	–0,01	0,04	–0,03	н.з.
Количество деревьев, высотой 2–5 м	0,01	0,08	1,05	н.з.
Влажность гумусового слоя (%)	–0,02	0,03	–0,75	н.з.
Число особей ($R^2 = 0,929$)				
Свободный член (Intercept)	2,13	3,28	0,65	н.з.
Высота травяно-кустарничкового яруса (см)	–0,11	0,02	–4,94	*
pH	0,78	0,52	1,57	н.з.
Проективное покрытие кустарничкового яруса (%)	–0,03	0,02	–1,64	н.з.
Доля открытого грунта (%)	–0,01	0,01	–0,96	н.з.
Количество деревьев, высотой 2–5 м	0,02	0,01	1,69	н.з.
Влажность гумусового слоя (%)	0,11	0,07	1,46	н.з.
Видовое разнообразие (H') ($R^2 = 0,977$)				
Свободный член (Intercept)	–1,17	0,58	–2,02	
Высота травяно-кустарничкового яруса (см)	0,03	0,01	8,87	**
pH	0,03	0,09	0,43	н.з.
Проективное покрытие кустарничкового яруса (%)	0,02	0,03	5,77	*
Доля открытого грунта (%)	0,01	0,01	6,67	**
Количество деревьев, высотой 2–5 м	0,02	0,02	–0,87	н.з.
Влажность гумусового слоя (%)	–0,04	0,01	–3,88	*

Примечание. Уровень значимости (p): *** – меньше 0,001; ** – меньше 0,01; * – меньше 0,05; н.з. – нет значимого влияния.

Таблица 6

Влияние переменных среды на число особей, видовое богатство и разнообразие жуков (Coleoptera, Carabidae) сосновых лесов (результаты построения обобщенных моделей множественной регрессии GLM)

Table 6

Influence of environmental variables on the number of individuals, species richness, and diversity of beetles (Coleoptera, Carabidae) in pine forests (results of constructing generalized GLM multiple regression models)

Переменная среды	Коэффициент (Estimate)	Стандартная ошибка (Standard. Error)	Значения критериев Вальда (z) и Стьюдента (t)	p-уровень
Видовое богатство ($R^2 = 0,651$)				
Свободный член (Intercept)	1,45	2,29	0,63	н.з.
Число видов растений	0,01	0,06	0,080	н.з.
Высота травяно-кустарничкового яруса (см)	-0,01	0,09	-0,08	н.з.
pH	0,37	0,53	0,73	н.з.
Проективное покрытие кустарничкового яруса (%)	-0,01	0,01	-0,64	н.з.
Количество деревьев	-0,03	0,03	-0,94	н.з.
Высота деревьев (м)	0,01	0,02	0,02	н.з.
Количество деревьев, высотой 2–5 м	-0,01	0,01	-1,82	н.з.
Влажность гумусового слоя (%)	-0,02	0,03	-0,67	н.з.
Толщина мохового покрова (см)	0,01	0,02	0,11	н.з.
Число особей ($R^2 = 0,912$)				
Свободный член (Intercept)	7,03	1,84	3,81	***
Число видов растений	0,01	0,05	0,33	н.з.
Высота травяно-кустарничкового яруса (см)	0,01	0,01	1,43	н.з.
pH	-1,03	0,43	-2,39	*
Проективное покрытие кустарничкового яруса (%)	0,01	0,01	2,34	*
Количество деревьев	-0,02	0,02	0,83	н.з.
Высота деревьев (м)	0,02	0,01	1,79	*
Количество деревьев, высотой 2–5 м	-0,09	0,01	1,22	н.з.
Влажность гумусового слоя (%)	0,07	0,02	0,83	н.з.
Толщина мохового покрова (см)	-0,05	0,02	-2,25	*
Видовое разнообразие (H') ($R^2 = 0,957$)				
Свободный член (Intercept)	0,27	10,27	0,02	*
Число видов растений	-0,01	0,31	0,05	н.з.
Высота травяно-кустарничкового яруса (см)	0,01	0,04	0,02	н.з.
pH	0,09	2,34	0,03	н.з.
Проективное покрытие кустарничкового яруса (%)	0,01	0,01	0,11	**
Количество деревьев	-0,04	0,13	-0,03	н.з.
Высота деревьев (м)	0,01	0,08	0,13	н.з.
Количество деревьев, высотой 2–5 м	-0,03	0,04	-0,07	н.з.
Влажность гумусового слоя (%)	-0,02	0,15	-0,15	н.з.
Толщина мохового покрова (см)	0,01	0,12	0,08	н.з.

Примечание. Уровень значимости (p): *** – меньше 0,001; ** – меньше 0,01; * – меньше 0,05; н.з. – нет значимого влияния.

Обсуждение результатов исследования

Представленные результаты исследований впервые демонстрируют на примере семейства жужелиц отряда Coleoptera особенности их разнообразия в таких местах обитания, как вырубки линий электропередач в сосновых лесах в условиях Белорусского Поозерья.

Выполненные ранее в Швеции исследования с использованием чешуекрылых насекомых как модельного таксона показали, что вырубки ЛЭП сами по себе являются важными средами обитания независимо от состава прилегающих биотопов (зрелый лес, сплошные вырубки или пахотные земли). Было также отмечено, что вырубки ЛЭП способствуют увеличению видового богатства и численности чешуекрылых, в том числе и на прилегающих территориях [3; 4]. В тоже время для являющихся преимущественно зоофагами жужелиц и пауков на вересчатниках, сформированных на вырубках ЛЭП, получены иные результаты. Видовое богатство жужелиц на вересковых пустошах за пределами коридоров линий электропередач значительно выше. Видовой состав жужелиц и пауков также значительно различался в этих двух местах обитания [2].

Результаты наших исследований также продемонстрировали увеличение видового богатства, числа особей и разнообразия в ассамблеях жужелиц просек ЛЭП, однако выровненность видов по обилию была не высока. Число видов в таких местах обитания, поддерживаемых на ранних стадиях сукцессии, повышается за счет миграций обитателей открытых пространств. В их числе были *Poecilus versicolor*, *Pterostichus diligens*, *Amara convexior*, *A. fulva*, *Harpalus tardus*, *H. smaragdinus* и др. Сходные тенденции обнаружены для жужелиц на вырубках в хвойных лесах Северной Европы [19].

Выявлено, что ассамблеи жужелиц поздних стадий сукцессий в лесах включают в основном крупных зоофагов, лесных, гигрофильных и бескрылых видов [20; 21; 22]. Это подтверждается и результатами наших исследований. В исходных лесах преобладали в основном *Carabus coriaceus*, *Carabus hortensis* и *Carabus arvensis*. Число особей данных видов на просеке значительно снижается и возрастает представительство видов, имеющих меньшие размеры, таких как *Pterostichus oblongopunctatus*, *Calathus micropterus* и *Calathus erratus*. Снижение числа особей лесных видов *Calathus micropterus* и *Carabus hortensis* отмечено и на вырубках в Северной Европе [23].

Следует выделить, что за исключением лугово-лесного вида *Calathus erratus* и обитателя лугов и полей *Poecilus versicolor*, в ассамблеях жужелиц просек ЛЭП преобладали лесные виды, однако в большинстве случаев их обилие было ниже. Два указанных вида вносили основной вклад в дифференциацию видового состава жужелиц просек и исходных лесов. Характерной чертой просек исследованных ЛЭП является сочетание обитателей лесов и открытых пространств, но доля последних ниже и, за исключением *Poecilus versicolor*, они представлены единичными особями.

Нами отмечено увеличение α -разнообразия на просеках ЛЭП. В тоже время известно, что разнообразие на ранних стадиях сукцессии ниже и возрастает на более поздних стадиях [24]. Вероятно, выявленная нами тенденция можно объяснить экотонным эффектом, который обуславливает увеличение видового богатства и разнообразия, в том числе и на лесных вырубках [25; 26]. Интересно отметить, что ассамблеи жужелиц просеки ЛЭП были более сходными с ассамблеями сосняка черничного, а не брусничного. Последний, по всей видимости, как место обитания жужелиц характеризуется более контрастными экологическими условиями по сравнению с коридором ЛЭП.

Как видно, жужелицы реагируют на изменение экологических условий на просеках ЛЭП, что отражается на структурной организации их ассамблей. Выполненный дисперсионный анализ продемонстрировал достоверное влияние типа места обитания на показатели биоразнообразия жужелиц. Характеризуя экологические условия просек ЛЭП на территории региона исследований как местообитания жужелиц, следует отметить увеличение здесь видового богатства растений за счет появления ряда видов кустарников и трав, таких как *Rubus caesius* L., *Rubus idaeus* L., *Pteridium aquilinum* (L.), *Knautia arvensis* (L.), *Convallaria majalis* L., *Festuca* sp., *Poa* sp., *Fragaria vesca* L., *Leontodon autumnalis* L., *Hypericum perforatum* L. Однако проективное покрытие трав не высоко. Как и в исходных экосистемах в напочвенном покрове преобладают кустарнички, представленные черникой обыкновенной и брусникой обыкновенной. Проективное покрытие травяно-кустарничкового и мохового ярусов в целом снижается за счет появления участков открытого грунта вследствие прохождения техники во время ежегодных рубок древесной и кустарниковой растительности. В то же время за счет немногочисленных лиственных деревьев подроста (*Betula pendula* Roth, *Frangula alnus* Mull., *Sorbus aucuparia* L., *Quercus robur* L.) увеличивается толщина подстилки. Также отмечено снижение влажности и кислотности почвы. Последнее, вероятно, обусловлено отсутствием опадения хвои. Таким образом, на вырубках ЛЭП, по сравнению с исходными лесами, повышается инсоляция в результате отсутствия древесного яруса, изменяются pH и влажность почвы с одной стороны, и сохраняются значительные участки кустарничковой растительности, по всей видимости, формирующие на поверхности почвы микроклиматические условия сходные с прилегающими лесами – с другой.

Как показал регрессионный анализ, увеличение рН и толщины мохового покрова в лесах приводят к снижению числа особей, тогда как их увеличение обусловлено повышением проективного покрытия кустарничков и высоты деревьев. Можно предположить, что разрастание мохового яруса затрудняет передвижение жуужелиц. Кустарнички, наоборот, создают благоприятные условия для жуужелиц под своим покровом на поверхности почвы, поддерживая более стабильные микроклиматические показатели. При увеличении высоты сосен, крона которых не характеризуется высокой сомкнутостью, вероятно, увеличивается инсоляция напочвенного покрова, что может влиять на температурный режим местообитаний. На просеке ЛЭП число особей жуужелиц определялось только высотой травяно-кустарничкового яруса, снижаясь при ее увеличении. Высокие растения, в частности травы, в отсутствие древостоя, по всей видимости, были определяющими в снижении инсоляции на поверхности почвы.

Для повышения разнообразия жуужелиц, как и для числа особей, наиболее важным фактором было проективное покрытие кустарничков, поддерживающее благоприятные условия микроклимата, как в исходных лесах, так и в сформированных на их месте просеках. Одним из наиболее важных факторов среды является влажность [24]. Менее стабильные условия влажности почвы на просеке ЛЭП способствовали снижению разнообразия. Режим влажности в лесах более стабилен и значимого влияния на разнообразия жуужелиц не оказал. С другой стороны, открытые участки грунта, не покрытые растительностью, создают на просеках ЛЭП дополнительные экологические ниши, по сравнению с лесами. Это повышает разнообразие за счет обитателей открытых пространств, тогда как с проективным покрытием кустарничков, по всей видимости, связана активность обитателей лесов.

Заключение

Таким образом, на просеках ЛЭП выявлено увеличение видового богатства, числа особей и разнообразия жуужелиц по сравнению с прилегающими лесами (*Pinetum vacciniosum* и *Pinetum myrtillosum*). Кроме того, выявлено изменение видового состава и группы доминантов, в числе которых появляются обитатели открытых пространств *Poecilus versicolor* и *Calathus erratus*. Ассамблеи жуужелиц просеки ЛЭП больше всего отличались от сосняка брусничного. Регрессионный анализ показал отрицательную зависимость числа особей жуужелиц на просеках от высоты травяно-кустарничкового яруса и положительную зависимость видового разнообразия от проективного покрытия кустарничков и отрицательную зависимость от влажности почвы.

Библиографические ссылки

1. Сайт ГПГО «Белэнерго» <http://www.energo.by/>
2. Lindholm M, Gunnarsson B & Appelqvist T. Are power-line corridors an alternative habitat for carabid beetle (Coleoptera: Carabidae) and wolf spider (Araneae: Lycosidae) heathland specialists? *Journal of Insect Conservation*. 2019.
3. Berg Å, Ahrne K, Öckinger E, Svensson R, Wissman J. Butterflies in semi-natural pastures and power-line corridors – effect of flower richness, management and structural characteristics. *Insect Conserv Divers*. 2013; 6:639–657.
4. Berg Å, Bergman KO, Wissman J, Zmihorski M, Öckinger E. Power-line corridors as source habitat for butterflies in forest landscapes. *Biological Conservation*. 2016;201:320–326.
5. Гельман ВС. Географический и типологический анализ лесной растительности Белоруссии. Минск: Наука и техника, 1982. 326 с.
6. Brown N, Jennings S, Wheeler P, Nabe-Nielsen J. An improved method for the rapid assessment of forest understorey light environments. *Journal of Applied Ecology*. 2000;37:1044–1053.
7. Ипатов ВС, Мирин ДМ. Описание фитоценоза: Методические рекомендации. Учебно-методическое пособие. СПб, 2008. 71 с.
8. Федоренко НГ, Медведева МВ. Методика исследования почв урбанизированных территорий. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2009. 84 с.
9. Chao A, Gotelli NJ, Hsieh TC, Sander EL, Ma KH, Colwell RK & Ellison AM. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*. 2014;84:45–67.
10. Magurran AE. The standard reference for conceptual and quantitative aspects of diversity measurement. *Measuring Biological Diversity*. Oxford: Blackwell Publishing; 2004.
11. Gotelli NJ, Colwell RK. Estimating species richness. *Journal Biological diversity: frontiers in measurement and assessment* (Magurran AE and McGill B J, eds). Oxford (UK): Oxford University Press; 2010, p. 39–54.
12. McCune B, Grace JB. Analysis of ecological communities. *MjM Software Design*. Gleneden Beach, 2002.
13. Zuur AF, Ieno IN, Walker NJ, Saveliev AA and Smith GM. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Berlin: Springer, 2009. 574 p.
14. Zuur AF, Ieno EN and CS. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*. Elphick, 2010;1:3–14.
15. R: a language and environment for statistical computing. R Development Core Team. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2011.
16. Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*. 2001;4:1–9.
17. Colwell RK. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. 2013. Version 9.1: <http://purl.oclc.org/estimates>.
18. Chao A, Ma KH, and Hsieh TC. iNEXT Online: Software for Interpolation and Extrapolation of Species Diversity. 2016. Program and User's Guide published at http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/

19. Koivula M, Niemela J. Boreal carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in managed spruce forests – a summary of Finnish case studies. *Silva Fennica*. 2002;36:423–436.
20. Zysko J. State of Carabidae (Col.) fauna in fresh pine forest and tentative valorisation of this environment. *Treatises and Monographs*. 1983;28:1–80.
21. Sushko G. Spatial distribution of epigeic beetles (Insecta, Coleoptera) in the “Yelnia” peat bog. *Baltic Journal of Coleopterology*. 2014;14(2):151–161.
22. Skłodowski J. Consequence of the transformation of a primeval forest into a managed forest for carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) – a case study from Białowieża (Poland). *European Journal Entomology*. 2014;111(5):639–648. <https://doi.org/10.14411/eje.2014.088>.
23. Koivula M. Alternative harvesting methods and boreal carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). *Forest Ecology and Management*. 2002;167:103–121.
24. Begon M, Harper JL, Townsend CR. Ecology: Individuals, Populations and Communities. Oxford: Blackwell Scientific Publications; 1986. Volume 2. 477 p.
25. Murcia C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*. 1995;10:58–62.
26. Risser P. The status of science examining ecotones. *BioScience*. 1995;45:318–325.

References

1. Site of State Production Association “Belenergo” <http://www.energo.by/>
2. Lindholm M, Gunnarsson B & Appelqvist T. Are power-line corridors an alternative habitat for carabid beetle (Coleoptera: Carabidae) and wolf spider (Araneae: Lycosidae) heathland specialists? *Journal of Insect Conservation*. 2019.
3. Berg Å, Ahrne K, Öckinger E, Svensson R, Wissman J. Butterflies in semi-natural pastures and power-line corridors – effect of flower richness, management and structural characteristics. *Insect Conserv Divers*. 2013;6:639–657.
4. Berg Å, Bergman KO, Wissman J, Zmihorski M, Öckinger E. Power-line corridors as source habitat for butterflies in forest landscapes. *Biological Conservation*. 2016;201:320–326.
5. Geltman VS. *Geograficheskii i tipologicheskii analiz lesnoy rastitelnosti Bielorusii* [Geographic and typological analysis of forest vegetation in Belarus]. Minsk: Science and technology; 1982. 326 p. Russian.
6. Brown N, Jennings S, Wheeler P, Nabe-Nielsen J. An improved method for the rapid assessment of forest understorey light environments. *Journal of Applied Ecology*. 2000;37:1044–1053.
7. Ipatov VS, Mirin DM. *Opisanie fitotsenoza. Metodicheskie rekomendatsii*. [Description of phytocenosis. Methodical recommendations]. *Uchebno-metodicheskoe posobiye*. [Study guide]. SPb, 2008. 71 p. Russian.
8. Fedorets NG, Medvedeva MV. *Metodika issledovaniya pochv urbanizirovannykh territoriy*. [Methods of studying soils of urbanized territories]. Petrozavodsk: Karelian Scientific Center of the Russian Academy of Sciences, 2009. 84 p. Russian.
9. Chao A, Gotelli NJ, Hsieh TC, Sander EL, Ma KH, Colwell RK & Ellison AM. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*. 2014;84:45–67.
10. Magurran AE. The standard reference for conceptual and quantitative aspects of diversity measurement. *Measuring Biological Diversity*. Oxford: Blackwell Publishing; 2004.
11. Gotelli NJ, Colwell RK. Estimating species richness. *Journal Biological diversity: frontiers in measurement and assessment* (Magurran AE and McGill B J, eds). Oxford (UK): Oxford University Press; 2010, p. 39–54.
12. McCune B, Grace JB. Analysis of ecological communities. *MjM Software Design*. Gleneden Beach, 2002.
13. Zuur AF, Ieno IN, Walker NJ, Saveliev AA and Smith GM. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Berlin: Springer, 2009. 574 p.
14. Zuur AF, Ieno EN and CS. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*. Elphick, 2010;1:3–14.
15. R: a language and environment for statistical computing. R Development Core Team. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2011.
16. Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*. 2001;4:1–9.
17. Colwell RK. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples. 2013. Version 9.1: <http://purl.oclc.org/estimates>.
18. Chao A, Ma KH, and Hsieh TC. iNEXT Online: Software for Interpolation and Extrapolation of Species Diversity. 2016. Program and User’s Guide published at http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/
19. Koivula M, Niemela J. Boreal carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in managed spruce forests – a summary of Finnish case studies. *Silva Fennica*. 2002;36:423–436.
20. Zysko J. State of Carabidae (Col.) fauna in fresh pine forest and tentative valorisation of this environment. *Treatises and Monographs*. 1983;28:1–80.
21. Sushko G. Spatial distribution of epigeic beetles (Insecta, Coleoptera) in the “Yelnia” peat bog. *Baltic Journal of Coleopterology*. 2014;14(2):151–161.
22. Skłodowski J. Consequence of the transformation of a primeval forest into a managed forest for carabid beetles (Coleoptera: Carabidae) – a case study from Białowieża (Poland). *European Journal Entomology*. 2014;111(5):639–648. <https://doi.org/10.14411/eje.2014.088>.
23. Koivula M. Alternative harvesting methods and boreal carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). *Forest Ecology and Management*. 2002;167:103–121.
24. Begon M, Harper JL, Townsend CR. Ecology: Individuals, Populations and Communities. Oxford: Blackwell Scientific Publications; 1986. Volume 2. 477 p.
25. Murcia C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*. 1995;10:58–62.
26. Risser P. The status of science examining ecotones. *BioScience*. 1995;45:318–325.

Статья поступила в редколлегию 30.10.2020.
Received by editorial board 30.10.2020.

УДК 549.25/28:594.32(282.247.321.7)(476.2-21 Гомель)

ИЗУЧЕНИЕ СОДЕРЖАНИЯ НЕКОТОРЫХ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В МЯГКИХ ТКАНЯХ ЖИВОРОДКИ ОБЫКНОВЕННОЙ (*VIVIPARUS VIVIPARUS L.*), ОБИТАЮЩЕЙ В Р. СОЖ В РАЙОНЕ Г. ГОМЕЛЯ

Т. В. МАКАРЕНКО¹⁾, И. В. ГРИЩЕНКО¹⁾, А. И. МАКАРЕНКО²⁾, А. Н. НИКИТИН³⁾

¹⁾Гомельский государственный университет имени Франциска Скорины,
ул. Советская, 108, 246028, г. Гомель, Беларусь

²⁾Научно-практический центр Национальной академии наук Беларуси по биоресурсам,
ул. Академическая, 27, 220072, г. Минск, Беларусь

³⁾Институт радиобиологии Национальной академии наук Беларуси,
ул. Федюнинского, 4, 246007, г. Гомель, Беларусь

Мягкие ткани моллюсков являются одним из тех компонентов, которые позволяют установить степень влияния городской агломерации на загрязнение компонентов водной экосистемы, не имеющих видимой антропогенной нагрузки, соединениями тяжелых металлов. Содержание изучаемых тяжелых металлов (за исключением никеля) уменьшилось в сравнении с данными, полученными в 2002 г., что свидетельствует о снижении антропогенной нагрузки на водные экосистемы р. Сож. Высокое содержание меди, кобальта и никеля на участке до принятия стоков города, подтверждает поступление загрязнителей с поверхностным стоком агроселитебных территорий и населенных пунктов, расположенных выше города по течению реки. Однонаправленное снижение концентрации меди вниз по течению р. Сож свидетельствует о протекании процессов самоочищения экосистемы. Подтверждением данных процессов является значительное снижение содержания свинца и хрома на участке за чертой города, в сравнении с участком реки в городской черте. Аномально высокая концентрация свинца и хрома в мягких тканях живородки обыкновенной *Viviparus viviparus L.* на участке реки в пределах черты города, а никеля и кобальта – ниже черты города, говорит о поступлении металлов в реку с поверхностным стоком города. Высокий уровень содержания металлов в старичном комплексе показывает необходимость проведения исследования по содержанию поллютантов в водных экосистемах, не испытывающих видимой антропогенной нагрузки, но используемых населением в рекреационных целях.

Ключевые слова: тяжелые металлы; антропогенная нагрузка; водные экосистемы; поверхностный сток; экологический мониторинг; мягкие ткани; моллюски.

Образец цитирования:

Макаренко ТВ, Грищенко ИВ, Макаренко АИ, Никитин АН. Изучение содержания некоторых тяжелых металлов в мягких тканях живородки обыкновенной (*Viviparus viviparus L.*), обитающей в р. Сож в районе г. Гомеля. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2021;1:29–39. <https://doi.org/10.46646/2521-683X/2021-1-29-39>

For citation:

Makarenko TV, Hryshchanka IV, Makarenko AI, Nikitin AN. Study of the content of certain heavy metals in the soft tissue of the (*Viviparus viviparus L.*) that inhabitates the river of Sozh in Gomel. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2021;1:29–39. Russian. <https://doi.org/10.46646/2521-683X/2021-1-29-39>

Авторы:

Татьяна Викторовна Макаренко – доцент, кандидат биологических наук; доцент кафедры химии биологического факультета.

Илья Владимирович Грищенко – студент 4 курса биологического факультета.

Андрей Игоревич Макаренко – кандидат биологических наук; старший научный сотрудник лаборатории гидробиологии.

Александр Николаевич Никитин – кандидат сельскохозяйственных наук; заведующий лабораторией радиоэкологии.

Authors:

Tatiana V. Makarenko, PhD (biology), docent; associate professor at the department of chemistry, faculty of biology.

tmakarenko1968@bk.ru

Ilya V. Hryshchanka, 4th year student, faculty of biology.

ilian11111@mail.ru

Andrei I. Makarenko, PhD (biology), senior researcher of the laboratory of hydrobiology.

amakarenko198989@mail.ru

Alexander N. Nikitin, PhD (agriculture); head of the laboratory for radioecology.

nikitinale@gmail.com

STUDY OF THE CONTENT OF CERTAIN HEAVY METALS IN THE SOFT TISSUE OF THE (*VIVIPARUS VIVIPARUS* L.) THAT INHABITATES THE RIVER OF SOZH IN GOMEL

T. V. MAKARENKO^a, I. V. HRYSHCHANKA^a, A. I. MAKARENKO^b, A. N. NIKITIN^b

^aFrancisk Skorina Gomel State University,
108 Saveckaja Street, 246028 Gomel, Belarus

^bScientific and Practical Center of the National Academy of Sciences of Belarus for Bioresources,
27 Akademichnaja Street, 220072 Minsk, Belarus

^cInstitute of Radiobiology, National Academy of Sciences of Belarus,
4 Fiadziuninskaja Street, 246007 Gomel, Belarus

Corresponding author: T. V. Makarenko (tmakarenko1968@bk.ru)

The soft tissues of molluscs are the components that make it possible to establish the degree of influence of the urban agglomeration on the pollution of the components of the aquatic ecosystem, which do not have a visible anthropogenic load, with compounds of heavy metals. The content of the heavy metals under investigations (except for nickel) decreased in comparison with the data obtained in 2002, which indicates a decrease in anthropogenic load on the aquatic ecosystems of the Sozh. The high content of copper, cobalt and nickel before the city's wastewater is received confirms the influx of pollutants with the surface runoff of agro-residential areas and settlements located upstream of the city along the river. Unidirectional decrease in copper concentration downstream of the Sozh testifies to the course of ecosystem self-cleaning processes. Confirmation of these processes is a significant decrease in the content of lead and chromium in the area outside the city, in comparison with the section of the river within the city limits. The abnormally high concentration of lead and chromium in the soft tissues of *Viviparus viviparus* L. in the river section within the city limits, nickel and cobalt below the city limits, indicates the flow of metals into the river with the surface runoff of the city. The high level of metal content in the old complex shows the need to conduct a study on the content of pollutants in aquatic ecosystems that do not have a visible anthropogenic load, but are used by the population for recreational purposes.

Keywords: heavy metals; anthropogenic load; aquatic ecosystems; surface runoff; environmental monitoring; soft tissues; shellfish.

Введение

Мониторинг окружающей среды городов и прилегающих территорий является одной из важнейших тем для экологических исследований. Отходы производства загрязняют почву, водные ресурсы, фитоценозы и приводят к уничтожению экосистем городов, что в конечном итоге пагубно сказывается на жизни и здоровье человека.

Комплексное исследование рек и водоемов городов позволяет дать полную картину передвижения загрязнителей в водных экосистемах, а также в цепях питания и оценить техногенную нагрузку на водоемы и их водосборы [1]. Большая площадь г. Гомеля в совокупности с высокой численностью населения и многочисленными источниками воздействия на р. Сож (большое количество предприятий, находящихся недалеко от водных объектов) создают предпосылки для изучения представленных экосистем, а также выявления различных сочетаний природных и техногенных факторов, на них влияющих.

Особое место среди техногенных загрязнений принадлежит тяжелым металлам. Их главной особенностью как загрязнителей является устойчивость и увеличение концентрации при переходе по трофическим цепям [2]. В отличие от органических токсикантов тяжелые металлы не разрушаются под действием природных факторов. Их выведение из водоемов и водотоков возможно только за счет улетучивания (ртуть) или захоронения в донных осадках [3]. Металлы в природной среде, а особенно в донных отложениях, находятся в непрерывном процессе миграции, которая может осуществляться как в механической, так и в растворенной и коллоидальной формах, при этом происходит непрерывный обмен между гидро- и литосферой через одну из известных геохимических барьерных зон «дно-вода». Металлы, являясь составной частью донных отложений, попадают в организмы бентоса, далее – рыб и по трофическим цепям – в пищу человека, где могут накапливаться в органах и тканях [4; 5].

Изучением проблемы накопления тяжелых металлов занимаются ученые во многих странах мира, так как с ростом производства увеличивается и количество загрязнителей [6–8].

Целью настоящей работы явилось проведение сравнительного анализа содержания некоторых тяжелых металлов в мягких тканях живородки обыкновенной *Viviparus viviparus* L., обитающей в р. Сож на различных ее участках в районе г. Гомель.

Материалы и методы исследования

В качестве объекта исследования был выбран представитель класса брюхоногих моллюсков – живородка обыкновенная *V. viviparus* L., широко распространенный вид в водоемах Республики Беларусь. Отбор проб производился в летне-осенний период 2019 г. Использовался метод ручного сбора по стандартной методике [9]. Для анализа использовались только мягкие ткани. Пробы последовательно высушивали, затем озоляли до белой золы в муфельной печи при 450 °C в течении 8 часов [10]. Содержание тяжелых металлов в золе брюхоногих моллюсков определяли методом ISP масс-спектрометрии, на масс-спектрометре с индуктивно связанной плазмой Elan DRCe (Perkin Elmer), на базе лаборатории радиоэкологии «Института радиобиологии НАН Беларуси». Для оценки влияния Гомельской городской агломерации на экосистему р. Сож были выбраны точки отбора проб в 4 км выше черты города (район д. Кленки), в черте города в районе Гомельского городского парка и ниже административной черты города в районе Гомельского объездного моста. Так же отбирались пробы в старичном комплексе р. Сож, расположенном в 15 км выше города и не испытывающем никаких видимых антропогенных нагрузок. В весенне-осенний период в него поступает вода из р. Сож через небольшой перешеек. На участке реки в районе д. Кленки (выше города по течению) вдоль берега расположено большое количество приусадебных огородов и дачных участков, в некоторых случаях, подходящих близко к уезу реки. Берег на данном участке во многих местах обрывистый, что дает возможность поверхностному стоку беспрепятственно поступать в реку. В парковой зоне водоток принимает стоки ливневых канализаций города, а также поверхностный сток с территории Гомельского городского порта.

Вдоль участка реки ниже административной черты города располагаются различные зоны рекреации. На участке ниже парковой зоны и до административной черты города р. Сож принимает воду из оз. Шапор и нескольких речных заливов. В свою очередь, оз. Шапор принимает поверхностный сток с территории Гомельских городских промышленных комплексов, таких как: ОАО «Гомельдрев», ОАО «Гомельобои» и ЧПУП «Фанерно-спичечный комбинат», что может являться дополнительным источником загрязнения речной системы.

Результаты исследований и их обсуждение

Проведенные исследования показали, что в мягких тканях *V. viviparus* L., отловленных в 2019 г., примерно 59 % от всех изучаемых тяжелых металлов приходится на медь (рис. 1).

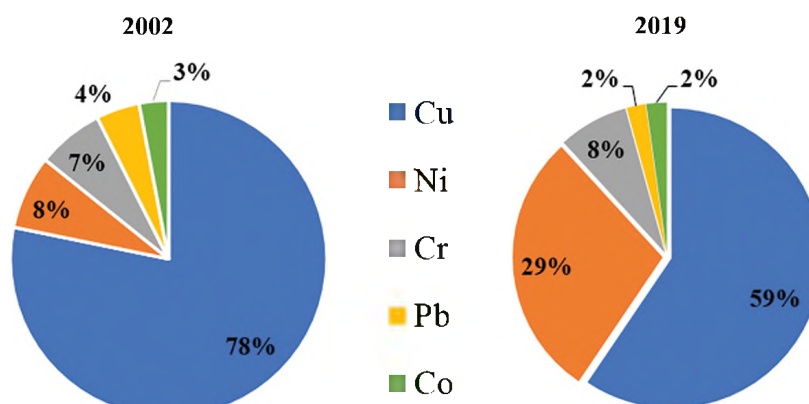


Рис. 1. Содержание тяжелых металлов в мягких тканях *V. viviparus* L. в водоемах г. Гомеля в 2002 и 2019 гг.

Fig. 1. The percentage of heavy metals in soft tissues *V. viviparus* L. in water bodies of Gomel in 2002 and 2019

Медь активно используется моллюсками в процессе жизнедеятельности, встречается в большом количестве ферментов, например, в цитохром с-оксидазе, активирующей гемоцианин [11]. Медь и цинк содержатся в ферменте супероксиддисмутазе и в переносящем молекулярный кислород белке гемоцианине. В составе гемоцианина в виде имидазольного комплекса ион меди играет роль, аналогичную роли порфиринового комплекса железа в молекуле белка гемоглобина в крови позвоночных животных [12]. Предполагается, что медь и цинк конкурируют друг с другом в процессе усваивания в пищеварительном тракте, поэтому избыток одного из этих элементов в пище может вызвать недостаток другого элемента [11].

На втором месте по содержанию в тканях находится никель – 29 %. Он играет большую роль в метаболизме живых организмов, в тканях которых он конкурирует только с пятью жизненно важными элементами – кальцием, кобальтом, медью, железом и цинком. Медь и никель проявляют антагонизм в тканях гидробионтов. Из негативных эффектов можно выделить сильное мутационное действие соединений никеля [11].

Третье место занимает хром – 8 %, который может оказывать положительное влияние на организм, входя в состав хелатных комплексов, но также проявляет токсическое действие на организм моллюсков,

угнетая их рост и дыхание. Отмечается высокий канцерогенный и мутагенный эффекты соединений хрома для многих организмов [11].

Минимальное процентное содержание в мягких тканях живородки приходится на свинец и кобальт. Если кобальт всегда содержится в организмах моллюсков в незначительных количествах [13], то концентрация свинца может быть значительно выше, что определено в настоящих исследованиях. Физиологическая роль свинца в организме человека и животных до настоящего времени не установлена, но организмы могут приобретать в процессе жизнедеятельности устойчивость к воздействию данного металла [11]. Низкое содержание свинца в мягких тканях моллюсков, отловленных в 2019 г., может свидетельствовать о снижении поступления металла в изучаемые водоемы. Кобальт, в свою очередь, один из микроэлементов, жизненно важных для организма, он влияет на обмен и биологическое действие кальция и фосфора. Ионы кобальта снижают активность сукцинатдегидрогеназы и цитохромоксидазы, но в то же время соединения металла являются очень токсичными и обладающими мутагенным действием. При избытке кобальта идет процесс торможения самовоспроизведения гидробионтов, замедляются процессы самоочищения водоемов [12].

В сравнении с данными, полученными в 2002 г., процентное содержание меди, кобальта и свинца в тканях моллюсков снизилось с 78 до 59 %, с 3 до 2 % и с 4 до 2 % соответственно. Содержание хрома незначительно увеличилось, а вот для соединений никеля увеличение составило 3,6 раза с 8 до 29 %, хрома – с 7 до 8 %.

Если соотнести данные настоящих исследований с результатами, полученными в 2002 г., то абсолютная концентрация уменьшилась для меди в 3,7 раза с 38,59 до 8,36 мг/кг, кобальта – в 4,2 раза с 1,29 до 0,31 мг/кг, свинца – в 6,2 раза с 1,83 до 0,29 мг/кг, хрома – в 2,2 раза с 2,36 до 1,06 мг/кг. В свою очередь концентрация никеля увеличилась в 1,6 раза, с 2,49 до 4,04 мг/кг [14]. Учитывая все вышесказанное, можно говорить о снижении антропогенной нагрузки на водные экосистемы что, скорее всего, явилось следствием контроля за выбросами в атмосферу промышленных предприятий и сокращения сброса сточных вод в водные экосистемы. Одним из важных критериев снижения содержания токсикантов является протекание внутри водоемов процессов самоочищения [15], когда они депонируются в донных отложениях в недоступных для биологических объектов формах.

Особое место в изучении динамики содержания металлов в мягких тканях живородки занимает свинец. У особей в старичном комплексе и на участке реки, протекающей через центр Гомеля, отмечается аномально высокая концентрация металла, которая в среднем в 12,0 раза выше, чем у моллюсков, обитающих на всех остальных изучаемых участках р. Сож. Такого факта не наблюдалось в исследованиях, проводимых с 2002 г. и по настоящий момент. Если не учитывать эти аномально высокие концентрации, то общий уровень содержания свинца в тканях моллюсков снизился в 21,0 раза в сравнении с данными, полученными ранее. Следует обратить внимание на то, что соединения свинца стали значительно меньше использоваться в производственных процессах и автомобильном транспорте. Важно отметить, что у моллюсков в водоемах, где отмечено высокое содержание свинца, определена также высокая концентрация хрома. Такие изменения могут быть следствием как антропогенного влияния на вышеуказанные водные системы, так и изменения биологической доступности соединений изучаемых металлов в воде и донных отложениях водоемов.

Полученные в настоящих исследованиях данные имеют такие же диапазоны варьирования, как и у исследователей, работающих с моллюсками на р. Иртыш [16], но содержание меди у живородки в р. Сож приблизительно в 2,0 раза выше. Анализируя данные, полученные для водоемов, расположенных в окрестностях г. Карабаш [7], являющимся одним из промышленных городов России, испытывающих значительную антропогенную нагрузку, то в тканях брюхоногих моллюсков водоемов Гомеля содержание меди в 44,5 раза ниже. Моллюски водоемов в окрестностях г. Карабаш накапливают соединения изучаемых металлов больше, чем в экосистеме р. Сож – никеля в 5,1 раза, хрома и кобальта в 8,0–9,6 раза (хрома и кобальта), свинца – в 70,7 раза (табл. 1).

Т а б л и ц а 1

Содержание тяжелых металлов в мягких тканях брюхоногих моллюсков в водотоках России и Беларуси (мг/кг)

T a b l e 1

The content of heavy metals in the soft tissues of gastropods in watercourses of Russia and Belarus (mg/kg)

Водоток	Тяжелые металлы				
	Cu	Co	Pb	Cr	Ni
р. Иртыш	4,751	< п.о.	5,655	5,716	5,018
Водоемы г. Карабаш	371,758	2,883	20,425	8,453	20,528
Система р. Сож	8,36	0,30	0,29	1,06	4,05

Примечание: < п.о. – ниже предела обнаружения.

Ожидание высокой концентрации металлов у особей, отобранных ниже городской черты по течению, не оправдалось. У моллюсков на участке ниже черты города показатели содержания свинца, хрома и меди имели минимальные значения по сравнению с остальными точками отбора проб, и только содержание никеля в тканях моллюсков на данном участке оказалось высоким.

Максимальное количество меди в тканях живородки определено на участке реки до принятия стоков города. Кроме того, высокая концентрация металла была обнаружена и у особей, обитающих значительно выше города по течению в старичном комплексе р. Сож. Как показали исследования, проведенные ранее на тех же участках с водными растениями [17], содержание меди у макрофитов реки, собранных выше города по течению, превышало концентрацию у растений на участке после принятия сточных вод города. Вероятно, что участок реки выше города по течению загрязняется поверхностным стоком с агроселитебных территорий. Это подходящие к урезу воды огороды дачных участков и деревень, таких как д. Кленки и д. Плесы, где ведется активное сельское хозяйство. В исследованиях [18–20] загрязнения наземных и водных экосистем показано, что удобрения содержат много соединений меди. Высокий обрывистый берег предполагает свободное поступление поверхностного стока в реку на данном участке [21], который несет с собой большое количество минеральных и органических удобрений, являющимися одним из источников поступления в почву и воду тяжелых металлов. Возможно, все вышеперечисленные факторы оказали влияние не только на загрязнение растений, но и на высокое содержание меди в мягких тканях живородки участка реки выше городской черты. Концентрация металла у особей, обитающих на участке до черты города, значительно выше, чем на городском участке реки и участке ниже черты города (рис. 2).

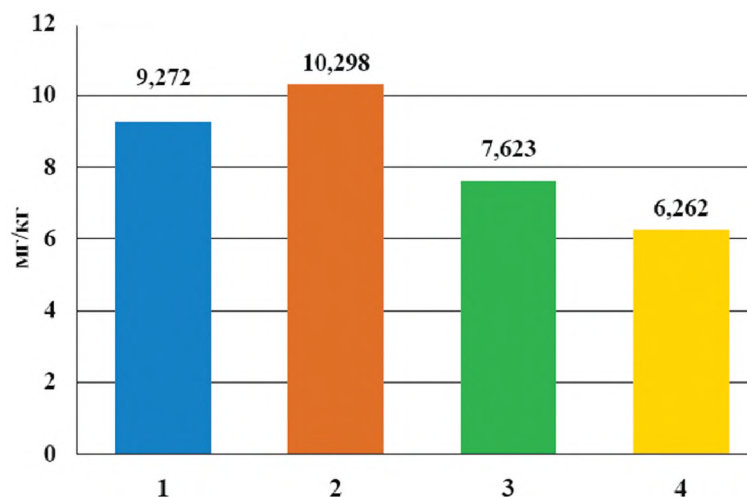


Рис. 2. Содержание меди в мягких тканях *V. viviparus* L. водной экосистемы р. Сож, г. Гомель (1 – р. Сож старичный комплекс, 2 – р. Сож выше черты города по течению, 3 – р. Сож в центре города, 4 – р. Сож ниже черты города по течению)

Fig. 2. The content of copper in the soft tissues of *V. viviparus* L. in the aquatic ecosystem of the r. Sozh, Gomel (1 – r. Sozh old complex, 2 – r. Sozh upstream of the city, 3 – r. Sozh in city center, 4 – r. Sozh below the city limits downstream)

Высокое содержание меди в старичном комплексе, не испытывающем видимую антропогенную нагрузку, можно объяснить влиянием речной воды р. Сож, с которой периодически контактирует старица, либо высокой доступностью форм металла в воде и донных отложениях водоема. Концентрация металла у *V. viviparus* L. из старицы превышает содержание меди у живородки на участке реки, принимающем поверхностный сток с территории г. Гомеля.

Различия в содержании меди у особей, собранных в старичном комплексе и на участке реки выше города по течению не имеют достоверных отличий ($t_{4,31} = 2,73$; $p \leq 0,05$). Также отсутствуют различия ($t_{4,31} = 4,03$; $p \leq 0,05$) в концентрации металла у моллюсков, обитающих выше черты города и на участке парковой зоны. Учитывая вышесказанное, можно предположить, что загрязнение медью р. Сож на данных участках является следствием влияния агропромышленных комплексов, расположенных значительно выше города по течению.

Снижение содержания соединений меди у особей, обитающих на участке за чертой города, может быть следствием самоочищения р. Сож, когда металлы из водной толщи переходят в донные отложения в малодоступные для живых организмов формы. Проведенные исследования показывают отсутствие влияния поверхностного стока города на загрязнение речной системы соединениями меди.

Изменение концентрации кобальта (рис. 3) в мягких тканях моллюсков, отловленных на участке до черты города и в черте города, носит такой же характер, как и у соединений меди. Объяснить его высокое содержание на участке до принятия стоков города не представляется возможным без проведения дальнейших

исследований. У моллюсков участка реки, принимающей стоки города (район городского парка), отмечено низкое содержание металла, примерно на таком же уровне, как и в старичном комплексе р. Сож. В отличие от меди, содержание кобальта на участке за чертой города достоверно выше ($t_{4,31} = 7,44 - 11,51$; $p \leq 0,05$), чем в парковой зоне, в 1,3 раза. Низкая концентрация соединений кобальта на участке парковой зоны объясняется действием механизма блокировки, когда при высоком содержании металла в окружающей среде организм блокирует избыток его поступления в свои ткани. Данные о низком накоплении металлов в тканях моллюсков при высоком количестве загрязняющих веществ в окружающей среде получены учеными Вьетнама [22]. Незначительное, но достоверное ($t_{4,31} = 6,11 - 7,15$; $p \leq 0,05$) снижение содержания кобальта у особей за чертой города в сравнении с участком выше черты города может свидетельствовать о протекании процессов самоочищения водной системы от соединений данного металла. Повышение концентрации кобальта у особей на участке реки ниже черты города в сравнении с парковой зоной может быть как следствием поступления в реку за парковой зоной воды из оз. Шапор, принимающего поверхностный сток предприятий, так и увеличением доступности металла в донных отложениях. Изменения в содержании кобальта в мягких тканях *V. viviparus* L. на различных участках реки менее вариабельны чем для меди.

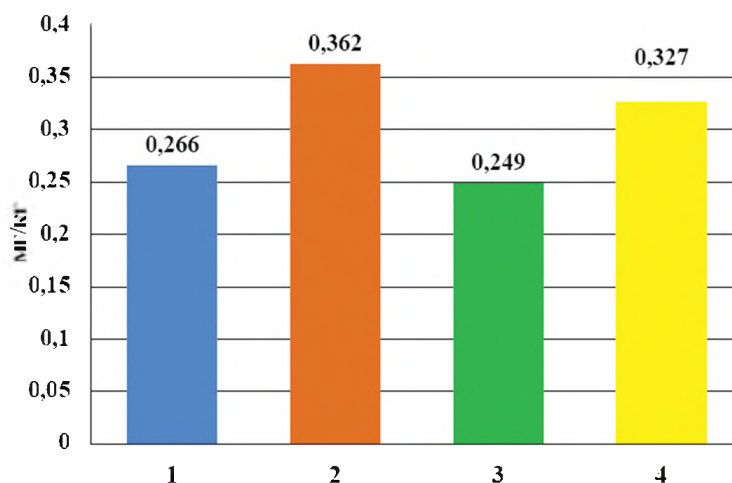


Рис. 3. Содержание кобальта в мягких тканях *V. viviparus* L. водной экосистемы р. Сож, г. Гомель (1 – р. Сож, старичный комплекс, 2 – р. Сож выше черты города по течению, 3 – р. Сож, центр города, 4 – р. Сож ниже черты города по течению)

Fig. 3. The content of cobalt in the soft tissues of *V. viviparus* L. in the aquatic ecosystem of the r. Sozh, Gomel (1 – r. Sozh old complex, 2 – r. Sozh upstream of the city, 3 – r. Sozh in city center, 4 – r. Sozh below the city limits downstream)

Сходная динамика в изменении концентрации в мягких тканях моллюсков наблюдается для свинца и хрома (рис. 4 и 5). Максимальное содержание металлов определено на участке реки в центре города, принимающего поверхностный сток города, и в старичном комплексе, что в 12,1 и 7,0 раза соответственно превышает содержание хрома и свинца в мягких тканях *V. viviparus* L., собранных на других участках реки. Концентрация свинца у данных особей, обитающих ниже черты города, превышает таковую величину для участка выше города в 4,1 раза. Это указывает на влияние городской агломерации Гомеля на накопление соединений свинца в тканях моллюсков р. Сож. Концентрация соединений хрома у особей на участке до принятия стоков города и ниже черты города не имеет достоверных различий ($t_{4,31} = 1,12 - 3,16$; $p \geq 0,05$), что так же может свидетельствовать о процессах самоочищения. Можно предположить, что хром и свинец имеют одинаковые пути поступления и аккумуляции в мягких тканях живородки. Объяснить высокое содержание хрома и свинца в районе парка можно влиянием поверхностного стока города, где соединения металлов находятся, скорее всего, в доступных для живородки формах. Но не стоит исключать факт срыва механизма блокировки и беспрепятственного поступления металлов. А вот высокую концентрацию хрома и свинца у моллюсков старичного комплекса, сравнимую с содержанием соединений металлов у живородки в парковой зоне, объяснить в настоящий момент сложно. Можно предположить, что в старичном комплексе соединения вышеперечисленных металлов в донных отложениях и воде находятся в доступной для моллюсков форме и бесконтрольно поступают в мягкие ткани, когда механизм блокировки поступления металлов нарушен. Как известно из литературы [17; 22], при нарушении данного механизма все доступные форма металла беспрепятственно накапливаются в тканях живых организмов. Низкое содержание хрома и свинца на участке ниже черты города в очередной раз показывает, что в реке достаточно ресурсов для разбавления поверхностных стоков, и река способна к самоочищению.

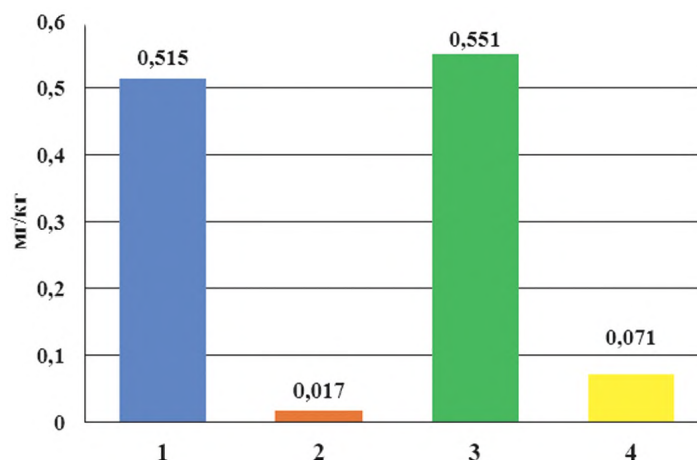


Рис. 4. Содержание свинца в мягких тканях *V. viviparus* L. водной экосистемы р. Сож, г. Гомель (1 – р. Сож, старичный комплекс, 2 – р. Сож выше черты города по течению, 3 – р. Сож, центр города, 4 – р. Сож ниже черты города по течению)

Fig. 4. The content of lead in the soft tissues of *V. viviparus* L. in the aquatic ecosystem of the r. Sozh, Gomel (1 – r. Sozh old complex, 2 – r. Sozh upstream of the city, 3 – r. Sozh in city center, 4 – r. Sozh below the city limits downstream)

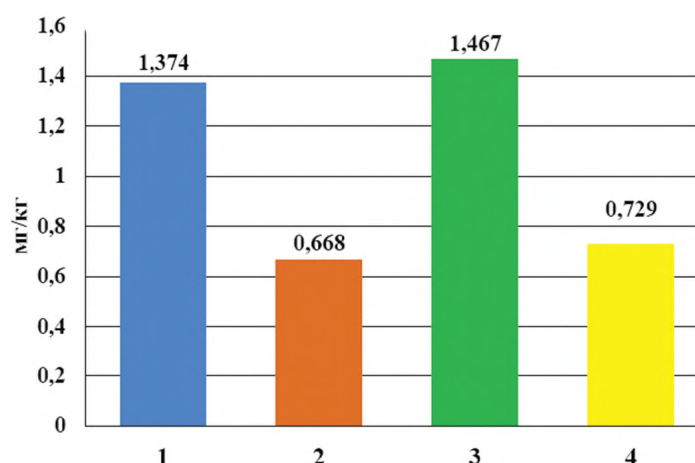


Рис. 5. Содержание хрома в мягких тканях *V. viviparus* L. водной экосистемы р. Сож, г. Гомель (1 – р. Сож старичный комплекс, 2 – р. Сож выше черты города по течению, 3 – р. Сож центр города, 4 – р. Сож ниже черты города по течению)

Fig. 5. The content of chromium in the soft tissues of *V. viviparus* L. in the aquatic ecosystem of the r. Sozh, Gomel (1 – r. Sozh old complex, 2 – r. Sozh upstream of the city, 3 – r. Sozh city center, 4 – r. Sozh below the city limits downstream)

Схожая с хромом и свинцом закономерность накопления, в тканях моллюсков на всех участках р. Сож, характерна и для кобальта, что может быть связано с одинаковым путем поступления этих металлов в организм гидробионтов. Максимальная концентрация наблюдается у особей ниже черты города, что указывает на влияние городского комплекса на состояние речной системы р. Сож. На участке реки, принимающем стоки города, содержание металла ниже, чем до принятия стоков города, что так же может быть связано с работой механизмов блокировки.

Из всех изучаемых металлов только концентрация никеля (рис. 6) у особей старичного комплекса была ниже, чем в иных точках сбора. Стоит отметить высокое содержание металла на участке ниже принятия стоков города, что не характерно для других элементов. Различия в концентрации соединений никеля *V. viviparus* L. на участках реки до черты города и в городской черте составляет примерно 1,3 раза, что не является достоверным ($t_{4,31}=1,58-3,27$; $p \geq 0,05$) и свидетельствует об отсутствии влияния поверхностных стоков города на загрязнение воды р. Сож соединениями металла.

Старичный комплекс р. Сож, расположенный выше города по течению, не имеет видимого антропогенного воздействия и может загрязняться воздушными массами города, которые распространяются на значительное расстояние от городских комплексов, а также весной в период разлива загрязнители могут поступать с водой р. Сож. По результатам работ [18; 23] аэротехногенное загрязнение территории города и прилегающих к городу территорий зависит не только от размещения источников выбросов, но и от географического расположения изучаемых территорий и движения загрязненных воздушных масс.

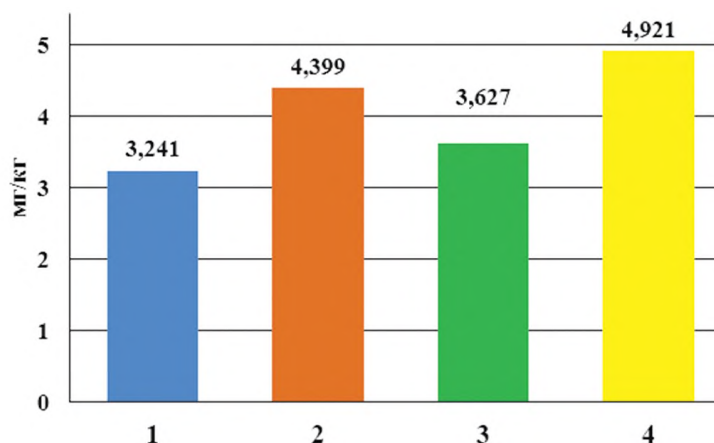


Рис. 6. Содержание никеля в мягких тканях *V. viviparus* L. водной экосистемы р. Сож, г. Гомель (1 – р. Сож старичный комплекс, 2 – р. Сож выше черты города по течению, 3 – р. Сож, центр города, 4 – р. Сож ниже черты города по течению)

Fig. 6. The content of nickel in the soft tissues of *V. viviparus* L. in the aquatic ecosystem of the r. Sozh, Gomel (1 – r. Sozh old complex, 2 – r. Sozh upstream of the city, 3 – r. Sozh in city center, 4 – r. Sozh below the city limits downstream)

В 2002 г. содержание металлов в мягких тканях *V. viviparus* L. старичного комплекса было значительно ниже в сравнении с концентрациями металлов, определенных для особей городских водоемов. Это позволило принять полученные данные по содержанию металлов как фоновые и использовать водоем как контрольный при проведении экологического мониторинга водоемов изучаемой территории.

Но к 2019 г. состояние старичного комплекса изменилось. По данным Белгидрометцентра г. Гомеля [24], уровень воды в р. Сож постоянно снижается и в настоящее время снизился более чем на метр, что разорвало связь старицы с рекой. В старице исчезло течение, стала бурно развиваться растительность, что привело к накоплению органического вещества в донных отложениях: Количество органического вещества составило 10 % от массы донных отложений, что в 3–4 раза выше, чем в исследованиях, проводимых ранее. Органические вещества могут переводить соединения металлов как в труднодоступные, так и в биологически доступные для живых организмов формы. Органоминеральные комплексы металлов активно поглощаются растениями, что способствует в дальнейшем передаче по цепям питания загрязнителей в ткани брюхоногих моллюсков, использующих растения как объект питания. Все вышеперечисленные факторы могут оказывать влияние на накопление металлов до высоких уровней в тканях моллюсков. Но стоит учитывать и тот факт, что в относительно чистых водных экосистемах живые организмы могут накапливать все доступные формы металла, тогда как в загрязненных водоемах у живых организмов включается в работу механизм блокировки, контролирующий поступление токсикантов в ткани [25]. Данные предположения подтверждаются высоким уровнем содержания металлов в тканях моллюсков старичного комплекса в сравнении с концентрацией металлов на изучаемых участках в р. Сож. Так, концентрация меди в моллюсках старичного комплекса была выше, чем у живородок р. Сож, отловленных ниже черты города, в 1,7 раза. Содержание остальных изучаемых металлов у моллюсков старичного комплекса было на таком же уровне, либо незначительно ниже, что и у особей на различных участках р. Сож. Учитывая вышесказанное, старичный комплекс не может быть использован как водоем сравнения при проведении экологических исследований.

В сложившихся условиях выделить фоновый водоем сложно и для оценки экологического состояния р. Сож исследователи предлагают использовать следующие величины: Pb – 0,017, Co – 0,249, Ni – 3,241, Cu – 6,257 и Cr – 0,668 мг/кг.

При изучении корреляционных связей между содержанием металлов в мягких тканях *V. viviparus* L. была установлена высокая степень связи между накоплением хрома и свинца (табл. 2). Полученные данные могут объяснить одинаковую динамику содержания металлов в тканях моллюсков на различных участках реки. Средняя степень связи характерна для никеля и кобальта, что так же может объяснить схожесть в динамике накопления этих металлов. Проведенные расчеты показывают наличие антагонистических отношений у никеля с такими металлами как хром и свинец ($r = -0,82$). Поступление свинца в ткани моллюсков будет блокироваться накоплением в организме соединений кобальта. Антагонизм меди и никеля, описанный в работе [11] проявляется у моллюсков водоемов в слабой степени ($r = -0,39$).

Коэффициент корреляции между содержанием металлов в мягких тканях *V. viviparus* L. в р. Сож (г. Гомель)

Table 3

Correlation coefficient between content metals in soft tissues of *V. viviparus* L. in Sozh (Gomel)

Металл	Pb	Ni	Co	Cu
Cr	0,76	-0,82	-0,68	0,26
Pb	–	-0,82	-0,84	0,08
Ni	–	–	0,56	-0,39
Co	–	–	–	0,27

Заклучение

Содержание изучаемых тяжелых металлов (за исключением никеля) в мягких тканях *V. viviparus* L. р. Сож уменьшилось в 2,2–6,2 раза в сравнении с данными, полученными в 2002 г., что свидетельствует о снижении антропогенной нагрузки на водные экосистемы р. Сож.

Высокое содержание меди, кобальта и никеля в мягких тканях *V. viviparus* L., обитающей на участке до принятия стоков города, говорит о поступлении загрязнителей в р. Сож с поверхностным стоком агро-селитебных территорий, поселков и деревень, расположенных выше города по течению реки.

Однонаправленное снижение концентрации меди в мягких тканях *V. viviparus* L. при движении вниз по течению реки указывает на протекание процессов самоочищения экосистемы р. Сож. Подтверждением процессов самоочищения водной экосистемы данной реки является значительное снижение содержания свинца и хрома, на участке за чертой города, в сравнении с участком реки в городской черте.

Аномально высокая концентрация свинца и хрома в мягких тканях *V. viviparus* L. на участке реки в пределах черты города, а никеля и кобальта – ниже черты города, свидетельствует о поступлении металлов в реку с поверхностным стоком города.

Вследствие снижения антропогенного влияния на водные экосистемы изучаемой территории, возникла необходимость в определении новых фоновых концентраций для проведения экологических исследований в водоемах изучаемой территории, а именно р. Сож, что было выполнено в данной работе.

Загрязнение моллюсков старичного комплекса, не испытывающего видимой антропогенной нагрузки, может быть следствием доступности металлов в компонентах водной экосистемы. Нельзя исключать влияние загрязненных воздушных масс города, распространяющихся на значительные расстояния от городского комплекса, на изучаемую экосистему. Высокий уровень содержания металлов в старичном комплексе указывает на необходимость проведения исследования по содержанию поллютантов в водных экосистемах, не испытывающих видимой антропогенной нагрузки, но используемых населением в рекреационных целях.

Библиографические ссылки

1. Романкевич ЮА. Комплексная эколого-геохимическая оценка состояния водных объектов малого города Беларуси (на примере г. Несвижа). *Природопользование*. Минск: СтройМедиаПроект, 2015. с. 85–94.
2. Мисейко ГН. *Биологический анализ качества пресных вод*. Барнаул: Алтайский государственный университет, 2001. 201 с.
3. Безматерных ДМ. Моллюски прудовик обыкновенный и прудовик яйцевидный как аккумулятивные индикаторы загрязнения пресных вод тяжелыми металлами (на примере р. Барнаулки). *Проблемы биогеохимии и геохимической экологии*. 2008;1(5):112–117.
4. Никаноров ВМ. *Глобальная экология*. Москва: Дрофа, 2000. 285 с.
5. Чекренев СА, Панова НЕ. Анализ компонентного состава донных отложений. *Международная научная конференция «Современные тенденции развития химии и технологии полимерных материалов»*. Санкт-Петербург: Санкт-Петербургский государственный университет промышленных технологий и дизайна, 2008. с. 60.
6. Bille L, et al. Lead, mercury and cadmium levels in edible marine molluscs and echinoderms from the Veneto region (north-western Adriatic Sea – Italy). *Food Control*. 2015;50(3):62–70.
7. Дерягин ВВ, Назаренко НН, Девятова ЕВ. Аккумуляция тяжёлых металлов представителями семейства Lymnaeidae как отклик на критические уровни техногенного загрязнения водоемов южного Урала. *Самарский научный вестник*. 2019;8:3:31–38.
8. Кожаметова АН, Бигалиев АБ, Шаметов АК. Биондикационное исследование аккумуляции нефтепроизводных тяжелых металлов в организме гидробионтов казахстанской зоны Каспия. *Фундаментальные исследования*. 2015;2(1):58–62.
9. Будников ГК. Тяжелые металлы в экологическом мониторинге водных систем. *Соросовский образовательный журнал*. 2016;5:23–29.
10. Абакумов ВА. *Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений*. Ленинград: Гидрометеиздат, 1983. 240 с.

11. Мур ДжВ, Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах: контроль и оценка влияния. Москва: Мир, 1987. 287 с.
12. Шилова НА. Влияние тяжелых металлов на представителей пресноводного фито- и зоопланктона в условиях засоления: диссертация на соискание ученой степени кандидата биологических наук. Саратов, 2014. 133 с.
13. Макаренко ТВ, Штанько АИ, Иванов АО. Изучение содержания тяжелых металлов в мягких тканях моллюсков и водоёмах г. Гомеля. *Переяслав-Хмельницкий*. 2018;11(43):6:79–85.
14. Макаренко ТВ. Изучение содержания тяжелых металлов в водных экосистемах г. Гомеля и его окрестностей. *Известия Гомельского государственного университета имени Ф. Скорины*. 2002;4(13):26–35.
15. Савченко ВВ. Микроэлементы в илах водохранилищ р. Свислочи. *Водные ресурсы*. 1996;23(4):444–447.
16. Чемагин АА. Биотическая аккумуляция тяжелых металлов макрозообентосом нижнего Иртыша. *Современные проблемы науки и образования*. 2015;5:616
17. Макаренко ТВ, Косматков АС. Динамика содержания тяжелых металлов в донных отложениях и водных растениях р. Сож в районе Гомеля. *Журнал Белорусского Государственного Университета. Экология*. Минск, 2018;1:48–60 с.
18. Хомич ВС. *Экогеохимия городских ландшафтов Беларуси*. Минск: РУП «Минсктиппроект»; 2004. 260 с.
19. Карпущин АИ, Бушуев НН. Влияние применения удобрений на содержание тяжелых металлов в почва длительных полевых опытов. *Агрохимия*. 2007;5:76–78.
20. Горунова НС, Стулин АФ. Содержание тяжелых металлов при длительном применении удобрений в агроценозах кукурузы на черноземах выщелоченных. *Вестник ВГУ. Серия Химия. Биология. Фармация*. 2016;4:49–54.
21. Бреховских ВФ, Кочарян АГ, Сафронова КИ. Влияние изменения антропогенной нагрузки на гидрохимический и гидробиологический режимы Иваньковского водохранилища. *Водные ресурсы*. 2002;29(1):85–91.
22. Чыонг ВТ. Детоксикация свинца моллюском *Meretrix lyrata* при искусственном разведении в условиях Вьетнама. *Вестник Астраханского государственного технического университета. Серия: Рыбное хозяйство*. 2019;1:122–128.
23. Куимова НГ, Сергеева АГ, Шумилова ЛП и др. Эколого-геохимическая оценка аэротехногенного загрязнения урбанизированной территории по состоянию снежного покрова. *Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология*. 2012;5:422–435.
24. Интернет-портал Республиканского центра по гидрометеорологии, контролю радиоактивного загрязнения и мониторингу окружающей среды / Министерство природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Беларусь [Интернет; пропитувано 19 января 2021 г]. Доступно по: <http://www.pogoda.by/gidroarchive>.
25. Головатый СЕ. Тяжелые металлы в агроэкосистемах. Минск: РУП «Институт почвоведения и агрохимии», 2002. 239 с.

References

1. Romankevich UA. Comprehensive ecological and geochemical assessment of the state of water bodies of a small town in Belarus (on the example of Nesvizh). *Prirodopol'zovanie* [Nature management]. Minsk: StroyMediaProekt; 2015; c. 85–94. Russian.
2. Misejko GN. *Biologicheskij analiz kachestva presnyh vod* [Biological analysis of fresh water quality]. Barnaul, Altai State University, 2001. 201 p. Russian.
3. Bezmaternyh DM. Mollusks common pond snail and ovoid pond snail as accumulative indicators of fresh water pollution by heavy metals (by the example of the Barnaulka river). *Problemy biogeohimii i geohimicheskoy ekologii* [Problems of biogeochemistry and geochemical ecology]. 2008;5:112–117. Russian.
4. Nikanorov VM, Horuzhaya TA. *Global'naya ekologiya* [Global ecology]. Moscow: Drofa, 2000. 285 p. Russian.
5. Chekrenev SA, Panova NE. Analysis of the component composition of bottom sediments. *Mezhdunarodnaya nauchnaya konferenciya «Sovremennye tendencii razvitiya himii i tekhnologii polimernyh materialov»* [International Scientific Conference «Modern Trends in the Development of Chemistry and Technology of Polymeric Materials»]. Saint Petersburg: Saint Petersburg State University of Industrial Technologies and Design, 2008. p. 60. Russian.
6. Bille L, et al. Lead, mercury and cadmium levels in edible marine molluscs and echinoderms from the Veneto region (north-western Adriatic Sea – Italy). *Food Control*. 2015;50(3):62–70.
7. Deryagin VV, Nazarenko NN, Devyatova EV. Accumulation of heavy metals by members of the Lymnaeidae family as a response to critical levels of technogenic pollution of water bodies in the southern Urals. *Samarskij nauchnyj vestnik* [Samara Scientific Bulletin]. 2019;8:3:31–38. Russian.
8. Kozhahmetova AN, Bigaliev AB, SHametov AK. Biological study of the accumulation of oil-derived heavy metals in the body of aquatic organisms in the Kazakhstan zone of the Caspian Sea. *Fundamental'nye issledovaniya* [Basic research]. 2015;2(1):58–62. Russian.
9. Budnikov GK. Heavy metals in environmental monitoring of water systems. *Sorosovskij obrazovatel'nyj zhurnal* [Soros Educational Journal]. 2016;6:23–29. Russian.
10. Abakumov VA. *Rukovodstvo po metodam gidrobiologicheskogo analiza poverhnostnyh vod i donnyh otlozhenij* [Guide to Methods for Hydrobiological Analysis of Surface Water and Bottom Sediments]. Leningrad, Gidrometeoizdat, 1983. 240 p. Russian.
11. Mur JV, Ramamurti S. *Tyazhelye metally v prirodnyh vodah: kontrol' i ocenka vliyaniya* [Heavy metals in natural waters: control and impact assessment]. Moscow: Mir, 1987. 287 p. Russian.
12. Shilova NA. *Vliyanie tyazhelykh metallov na predstavitelej presnovodnogo fito- i zooplanktona v usloviyakh zasoleniya: dissertatsiya na soiskaniye uchenoy stepeni kandidata biologicheskikh nauk*. [The influence of heavy metals on representatives of freshwater phyto- and zooplankton under salinization: dissertation for the degree of candidate of biological sciences]. Saratov, 2014. 133 p. Russian.
13. Makarenko TV, Shtan'ko AI, Ivanov AO. Study of the content of heavy metals in soft tissues of mollusks and water bodies of the city of Gomel. *Pereyaslav-Hmel'nickij* [Pereyaslav-Khmelnitsky]. 2018;43:11:79–85. Russian.
14. Makarenko TV. Study of the content of heavy metals in aquatic ecosystems of Gomel and its environs. *Izvestiya Gomeľ'skogo gosudarstvennogo universiteta imeni F. Skoriny* [Bulletin of Gomel State University after name F. Skorina]. 2002;13:4:26–35. Russian.
15. Savchenko VV. Trace elements in silts of reservoirs of the river Svisloch. *Vodnye resursy* [Water resources]. 1996;23(4):444–447. Russian.
16. Chemagin AA. Biotic accumulation heavy metals by macrozoobenthos of the lower Irtysh. *Sovremennye problemy nauki i obrazovaniya* [Modern problems of science and education]. 2015;5:616. Russian.

17. Makarenko TV, Kosmat'kov AS. Dynamics of the content of heavy metals in bottom sediments and aquatic plants of the river. Sozh near Gomel. *Zhurnal Belorusskogo gosudarstvennogo universiteta. Ekologiya* [Journal of the Belarusian State University. Ecology]. 2018;1:48–60. Russian.
18. Khomich VS, Kakareka SV, Kukharchik TI. *Ekogeokhimiya gorodskikh landshaftov Belarusi* [Ecogeochemistry of urban landscapes of Belarus]. Minsk: RUE «Minsktipproekt»; 2004. 260 p. Russian.
19. Karpuhin AI, Bushuev NN. Influence of the application of fertilizers on the content of heavy metals in the soil of long-term field experiments. *Agrokhimiya* [Agrochemistry]. 2007;5:76–78. Russian.
20. Gorunova NS, Stulin AF. The content of heavy metals during long-term use of fertilizers in agrocenoses of corn on black soil leached. *Vestnik VGU, Seriya Himiya. Biologiya. Farmaciya* [VSU Bulletin, Chemistry Series. Biology. Pharmacy]. 2016;4:49–54. Russian.
21. Brehovskih VF, Kocharjan AG, Safronova KI. Influence of the change in the anthropogenic load on the hydrochemical and hydrobiological regimes of the Ivankovo Reservoir. *Vodnye resursy* [Water resources]. 2002;29:1:85–91. Russian.
22. Chyong VT. Lead detoxification with *Meretrix lyrata* under artificial breeding in Vietnam. *Vestnik Astrahanskogo gosudarstvennogo tekhnicheskogo universiteta. Seriya: Rybnoe hozyajstvo* [Bulletin of the Astrakhan State Technical University. Series: Fisheries.]. 2019;1:122–128. Russian.
23. Kuimova NG, Sergeeva AG, Shumilova LP, et al. Ecological and geochemical assessment of aerotechnogenic pollution of the urbanized territory according to the state of the snow cover. *Geojekologiya. Inzhenernaya geologiya. Gidrogeologiya. Geokriologiya* [Geoecology. Engineering geology. Hydrogeology. Geocryology.]. 2012;5:422–435. Russian.
24. Site of the Republican Center for Hydrometeorology, Radioactive Contamination Control and Environmental Monitoring / Ministry of Natural Resources and Environmental Protection of the Republic of Belarus. [Internet; cited 2021 January 19]. Available from: <http://www.pogoda.by/gidroarchive>.
25. Golovatyj SE. *Tyazhelye metally v agroekosistemah* [Heavy metals in agroecosystems]. Minsk: RUE «Institute of Soil Science and Agrochemistry»; 2002. 239 p. Russian.

Статья поступила в редколлегию 10.02.2021.
Received by editorial board 10.02.2021.

УДК 574.539.1.04 + 539.16/.17

ИЗМЕНЕНИЕ ФОРМ НАХОЖДЕНИЯ КАДМИЯ, СВИНЦА И УРАНА ПОСЛЕ ДОБАВЛЕНИЯ БИОУГЛЯ В ПОЧВЫ

Г. А. СОКОЛИК¹⁾, С. В. ОВСЯННИКОВА¹⁾, М. В. ПОПЕНЯ¹⁾

¹⁾Белорусский государственный университет,
пр. Независимости, 4, 220030, г. Минск, Беларусь

Методом химического фракционирования изучено изменение запаса Cd, Pb и U в обменных формах ($Me_{обм}$) в дерново-подзолистой песчаной и среднесуглинистой и торфяной почвах после добавления 5 мас. % биоугля. Установлено, что в присутствии биоугля в песчаной почве уменьшилось содержание $Cd_{обм}$, $Pb_{обм}$ и $U_{обм}$ на 20, 50 и 46 % соответственно. В среднесуглинистой почве сократилось содержание $Cd_{обм}$ и $Pb_{обм}$ на 26 и 63 %, а в торфяной почве – содержание $Pb_{обм}$ и $U_{обм}$ на 8,5 и 46 % соответственно. Однако в торфяной почве добавка биоугля практически не повлияла на содержание $Cd_{обм}$, а в среднесуглинистой почве привела к увеличению содержания $U_{обм}$. Результаты исследования показывают, что биоуголь в дозе 5 мас. % может улучшать качество почв (уменьшать кислотность, увеличивать содержание обменных K и Ca) и снижать подвижность и биологическую доступность Cd и Pb в песчаных и среднесуглинистых почвах, а U в песчаных и торфяных почвах в регионах с повышенным их содержанием.

Ключевые слова: кадмий; свинец; уран; тяжелые металлы; добавка биоугля; изменение качества почв; характеристика почв; подвижность элементов.

CHANGE OF THE CADMIUM, LEAD AND URANIUM SPECIES AFTER ADDITION OF BIOCHAR INTO THE SOILS

G. A. SOKOLIK^a, S. V. OVSIANNIKOVA^a, M. V. PAPIENIA^a

^aBelarusian State University,
4 Niezaliežnasci Avenue, 220030, Minsk 220030, Belarus
Corresponding author: S. V. Ovsiannikova (svetlanaosv@mail.ru)

Using the method of chemical fractionation the change in the reserve of Cd, Pb and U in exchangeable forms (Me_{ex}) in sod podzolic sandy and medium loamy and peaty soils after adding 5 wt. % biochar has been investigated. It was found that in the presence of biochar in sandy soil, the content of Cd_{ex} , Pb_{ex} and U_{ex} decreased by 20, 50 and 46 %, respectively. In medium loamy soil, the content of Cd_{ex} and Pb_{ex} is reduced by 26 and 63 %, and in peat soil, the content of Pb_{ex} and U_{ex} is decreased by 8.5 and 46 %, respectively. However, in the peat soil, the addition of biochar had practically no effect on the content of Cd_{ex} , and in medium loamy soil, it led to an increase in the content of U_{ex} . The results of the study show that

Образец цитирования:

Соколик ГА, Овсянникова СВ, Попеня МВ. Изменение форм нахождения кадмия, свинца и урана после добавления биоугля в почвы. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2021;1:40–51.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2021-1-40-51>

For citation:

Sokolik GA, Ovsiannikova SV, Papienia MV. Change of the cadmium, lead and uranium species after addition of biochar into the soils. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2021;1:40–51. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2021-1-40-51>

Авторы:

Галина Андреевна Соколик – кандидат химических наук; заведующая научно-исследовательской лабораторией радиохимии.

Светлана Васильевна Овсянникова – кандидат химических наук; ведущий научный сотрудник лаборатории радиохимии.

Марина Викторовна Попеня – научный сотрудник лаборатории радиохимии.

Authors:

Galina A. Sokolik, PhD (chemistry); head of the research laboratory of radiochemistry.

sokolikga@mail.ru

Svetlana V. Ovsiannikova, PhD (chemistry); leading researcher of the research laboratory of radiochemistry.

svetlanaosv@mail.ru

Maryna V. Papienia, researcher at the research laboratory of radiochemistry.

marine_p19@mail.ru

biochar at a dose of 5 wt. % can improve the quality of soils (decrease acidity, increase the content of exchangeable K and Ca) and reduce the mobility and biological availability of Cd and Pb in sandy and medium loamy soils, and U in sandy and peaty soils in regions with an increased content of them.

Keywords: cadmium; lead; uranium; heavy metals; the addition of biochar; change the quality of soils; soil characteristics; element mobility.

Введение

Экологическое состояние наземных экосистем в значительной мере зависит от содержания и состояния тяжелых металлов (ТМ) в почве. Физико-химические формы нахождения ТМ в почвенной среде определяют их перераспределение по профилю почв, поступление в грунтовые и поверхностные воды и поступление в растительность.

Свинец и кадмий относят к числу высокотоксичных и опасных ТМ, основное количество которых поступает в окружающую среду из антропогенных источников и концентрируется в верхнем наиболее плодородном гумусовом горизонте почв [1; 2]. Они попадают в окружающую среду в результате деятельности предприятий по добыче и переработке цветных металлов, сжигания твердого органического топлива, применения удобрений и пестицидов. Свинец и кадмий поступают в окружающую среду с галогенидами и оксидами металлов в составе выхлопных газов автомобилей, с отходами, образующимися при изготовлении и переработке аккумуляторных батарей, сточными водами бытовых отходов.

Повышенное содержание свинца в почвах и других компонентах экосистем характерно для районов добычи и переработки руд цветных металлов, а также городских территорий. До недавнего времени существенный вклад в загрязнение окружающей среды свинцом вносило использование в качестве автомобильного топлива бензина с добавлением тетраэтилсвинца. В настоящее время в Беларуси, России и других странах мира использование этилированного бензина запрещено, однако свинец, уже поступивший из этилированного бензина в окружающую среду, по-прежнему остается в почве. До сих пор этот свинец является основной техногенной составляющей присутствующего в почве свинца [3–4].

В меньшей степени современное загрязнение свинцом связано с выбросами предприятий, сжигающих твердое органическое топливо, в первую очередь – ТЭЦ. В зимний период выбросы ТЭЦ максимальны, и на территории городов они являются основным источником поступления свинца в окружающую среду. Использование твердого органического топлива для отопления домов в сельской местности также приводит к загрязнению свинцом окружающей среды [3; 4].

Кадмий поступает в биогеоценозы при разрушении автомобильных покрышек (вместе с цинком его добавляют к резине для ускорения процессов вулканизации). Согласно данным, представленным в работе [5], валовое содержание кадмия в почвах придорожных полос варьирует от 0,4 до 1,15 мг/кг, что значительно выше его кларка (0,1 мг/кг). Превышение ориентировочно допустимой концентрации (ОДК) кадмия наблюдается в 5–10 м от дорожного полотна по профилю автодороги М 1 (Брест – Минск – граница Российской Федерации), в 50-метровой зоне трассы Минск – Гродно. Содержание подвижных форм кадмия в почвах отдельных участков дороги М 1 варьируется в пределах 0,11–1,05 мг/кг. На расстоянии 10 м от проезжей части автодороги наблюдается значительное накопление кадмия в растительном покрове (до 0,46 мг/кг, что в 1,8 раза выше МДУ, равного 0,25 мг/кг).

Воздействию кадмия, поступающего с пылью при изнашивании автомобильных шин, подвергаются расположенные вблизи дорог водные объекты и водоохранные территории, сельскохозяйственные угодья, жилые зоны населенных пунктов.

Уран относится к числу радиоактивных ТМ. Все соединения этого элемента отличаются высокой токсичностью, причем наибольшую опасность представляет химическая токсичность урана, значительно превышающая его радиотоксичность. Естественный уран присутствует во всех природных экосистемах, однако его содержание подвержено изменениям в результате деятельности человека. На территории, где отсутствуют месторождения урана и предприятия по переработке содержащих уран природных ископаемых, источниками его дополнительного поступления в почву являются теплоэлектростанции, работающие на органическом топливе (особенно угольном), и минеральные удобрения [6].

Высокая токсичность для живых организмов при относительно низких концентрациях, а также способность к биоаккумуляции делают ТМ объектом пристального внимания при оценке экологического состояния биогеоценозов. Присутствующие в корнеобитаемой части почв ТМ усваиваются растениями, включаются в процессы биологической миграции и поступают в организм человека. Накопление ТМ снижает устойчивость и биопродуктивность биологических систем. Загрязнение окружающей среды ТМ отражается на здоровье населения и приводит к экономическим потерям [3; 7–10].

Наибольшее экологическое значение имеют мобильные формы ТМ. Поиски путей ограничения подвижности ТМ и снижения их поступления в растительность и другие компоненты наземных экосистем является актуальной задачей.

На основе анализа доступных литературных источников и результатов собственных экспериментальных исследований был выбран реагент, способный влиять на характеристики почв, определяющие физико-химические формы ТМ, от которых зависит их подвижность и накопление в растительной продукции. В качестве такого реагента был выбран биоуголь (biochar).

Биоуголь представляет собой обогащенный углеродом материал, получаемый путем относительно низкотемпературного (180–500 °С) пиролиза биомассы естественного и искусственного происхождения при ограниченном доступе кислорода [11]. В настоящее время во многих странах мира осуществляются проекты по изучению различных эффектов внесения биоугля в почву [12–15]. Показано, что благодаря высокой пористости и развитой поверхности биоуголь может улучшать структуру почвы, задерживать почвенную влагу и предотвращать вымывание удобрений. Биоуголь в почве становится естественной средой обитания бактерий. Протекающие в его присутствии биохимические и микробиологические процессы способствуют формированию в почве условий, благоприятных для усвоения растениями питательных веществ, тем самым повышая их урожайность [14–15].

Литературные источники свидетельствуют, что внесение биоугля в почву уменьшает выбросы в окружающую среду закиси азота и метана [13; 14]. Из-за медленной минерализации биоугля в почве скорость возвращения в атмосферу содержащегося в нем углерода в виде диоксида углерода чрезвычайно низка, и это можно использовать для долговременного изъятия значительной части углерода из его обменного резервуара [14].

Кроме того, применение биоугля способствует утилизации органических отходов. Уже разработаны технологии производства биоугля из органических отходов сельского хозяйства, пищевой, лесной, деревообрабатывающей промышленности. В процессе пиролизной обработки биомассы в качестве дополнительного энергоресурса могут использоваться образующиеся газообразные и жидкие продукты, поэтому производство биоугля не требует больших энергетических затрат [11].

Несмотря на ряд положительных эффектов до сих пор не ясно, как внесение биоугля в почвы влияет на физико-химическое состояние, миграционную способность и биологическую доступность присутствующих в почвах элементов питания растений и ТМ естественного и техногенного происхождения, в том числе и радиоактивных.

Цель настоящего исследования – оценить возможности биоугля влиять на формы нахождения Cd, Pb и U, определяющие их подвижность в почвенно-растительном покрове.

Задачи исследования:

- разработать алгоритм экспериментальных исследований по влиянию биоугля на характеристики почвенной среды и трансформацию форм нахождения Cd, Pb и U, от которых зависит их подвижность и поступление в растительность;
- установить характер и степень изменения характеристик почвенной среды (кислотности, содержания обменного калия и обменного кальция и др.) в результате внесения биоугля в почвенные образцы;
- установить степень изменения запаса в почвах Cd, Pb и U в обменных формах, определяющих подвижность этих ТМ почвенно-растительном покрове, после внесения биоугля.

Разработанный алгоритм экспериментальных исследований основан на результатах более ранней работы по изучению влияния различных доз биоугля (1–5 мас. %) на характеристики почвенной среды и формы нахождения Cd, Pb и U, определяющие их подвижность в дерново-подзолистых песчаных и супесчаных почвах в различные сроки после его внесения (1–6 месяцев) [16; 17]. В настоящей работе расширен круг изучаемых объектов и проведен сравнительный анализ новых экспериментальных данных по влиянию конкретной дозы биоугля (5 мас. %) в определенные сроки (через 2 месяца) после его внесения в почвы.

Материалы и методы

Объектами исследования служили образцы (0–20) см слоев широко распространенных на территории Беларуси почв, толщиной до 20 см, содержащие Cd, Pb и U естественного и антропогенного происхождения, и биоуголь из отходов древесины отечественного производства. Для исследования были выбраны песчаная и суглинистая почвы дерново-подзолистого типа и осушенная торфяная почва. Почвенные образцы, условно соответствующие области корневого питания сельскохозяйственных растений [18], были отобраны в 2018 г.: песчаная почва (П) – в Браславском районе Витебской области, дерново-подзолистая суглинистая (Сг) – Минском районе Минской области и осушенная торфяная почва (Т) – Дрогичинском районе Брестской области.

В лабораторных условиях образцы почв были отделены от растительных остатков, просеяны через сито с диаметром отверстий 2 мм, тщательно гомогенизированы и высушены до воздушно-сухого состояния. Биоуголь был измельчен на шаровой мельнице до порошкообразного состояния.

Характеристики почвенных образцов определяли по методикам: общее содержание в почвенных образцах органического вещества (ОВ) [19], полную влагоемкость (ПВ) [20], потенциальную (pH_{KCl})

ионообменную кислотность [21], актуальную кислотность (pH_{H_2O}) [22], содержание физической глины (гранулометрической фракции с размером частиц менее 0,1 мм) [23], общее содержание Cd и Pb в почвенных образцах [24]. Содержание в почвах элементов K, Ca, Fe, Cd, Pb, U в обменных формах ($Me_{обм}$) оценивали по результатам их экстрагирования из почвенных проб раствором ацетата аммония (1 моль/дм³) при pH, соответствующих pH_{KCl} почвенной среды. Образцы почв обрабатывали экстрагирующим раствором при соотношении масс почвы и раствора 1:10 в течение 24 часов с периодическим перемешиванием почвенных суспензий. Жидкие фазы отделяли от почвенных остатков фильтрованием через бумажные фильтры «синяя лента».

Эксперименты проводили с образцами почв, содержащими природный U, которые были искусственно обогащены Cd до уровня ~ 10 мг/кг и Pb – ~ 150 мг/кг. После добавления растворов солей Cd и Pb почвенные образцы тщательно перемешивали и выдерживали в течение месяца при температуре $(18 \pm 2)^\circ C$ и влажности $(70 \pm 5)\%$ от массы абсолютно сухой почвы. Через месяц в исследуемые почвы вносили по 5 мас. % биоугля. Образцы почв с добавками биоугля и контрольные образцы почв без биоугля, выдерживали при тех же условиях в течение 2 месяцев. Влажность почвенных образцов в процессе выдерживания контролировали по их массам, в случае необходимости почвенные образцы дополнительно увлажняли.

Дозировка биоугля и время выдерживания выбраны на основе результатов предварительных исследований, которые показали, что через 1–2 месяца после внесения биоугля характеристики почв практически выходят на стационарный уровень и меняются незначительно в течение последующих 4 месяцев [16].

Эксперименты проводили в одинаковых условиях с параллельными пробами каждого типа почвы с биоуглем и таким же количеством контрольных образцов.

Содержание Cd, Pb, K, Ca и Fe в анализируемых пробах определяли методом пламенной атомно-абсорбционной спектроскопии с помощью спектрометра ZEEnit 700. Содержание урана в образцах устанавливали методом радиохимического анализа с альфа-спектрометрической идентификацией радионуклидов спектрометром SOLOIST U0450 фирмы EG&G ORTEC с детекторами 576 A-600 RV [25, 26].

Запас в почве каждого из ТМ в обменной форме оценивали по количеству элемента, поступившего из почвы в экстрагирующий раствор относительно его общего содержания в почвенном образце.

Результаты и обсуждение

Установленные характеристики взятых для исследования почвенных образцов приведены в табл. 1, характеристики биоугля – в табл. 2.

Массовая доля физической глины (гранулометрической фракции с размером частиц менее 1×10^{-5} м) в образце дерново-подзолистой суглинистой почвы составляла 31 %, что позволило отнести ее к средне-суглинистым почвам [23].

Таблица 1

Характеристики почвенных образцов

Table 1

Characteristics of the soil samples

Характеристика	Почва		
	Дерново-подзолистая песчаная (П)	Дерново-подзолистая суглинистая (Сг)	Торфяная (Т)
ОВ _П , %	$2,03 \pm 0,18$	$4,24 \pm 0,24$	$65,8 \pm 2,9$
ПВ, %	$36,6 \pm 1,5$	$46,8 \pm 1,7$	306 ± 12
pH_{KCl}	$4,74 \pm 0,05$	$6,50 \pm 0,05$	$5,37 \pm 0,05$
pH_{H_2O}	$5,85 \pm 0,05$	$6,93 \pm 0,05$	$5,91 \pm 0,05$
[Ca _{обм}], мг/кг	$94,3 \pm 3,9$	545 ± 35	$664,0 \pm 8,2$
[K _{обм}], мг/кг	$120,2 \pm 2,5$	$215,8 \pm 4,2$	$304,8 \pm 6,5$
[Cd], мг/кг	$0,190 \pm 0,011$	$0,307 \pm 0,006$	$0,185 \pm 0,014$
[Pb], мг/кг	$7,50 \pm 0,40$	$15,2 \pm 0,3$	$5,13 \pm 0,40$
[U], Бк/кг	$17,7 \pm 0,7$	$35,5 \pm 1,8$	$11,6 \pm 1,0$

Примечание. ОК_П – общее содержание органических компонентов, % от массы абсолютно сухой почвы; ПВ – полная влагоемкость, % от массы абсолютно сухой почвы; pH_{KCl} и pH_{H_2O} – pH суспензии анализируемого образца в растворе 1 моль/дм³ KCl и дистиллированной воде; [Me] и [Me_{обм}] – общее содержание соответствующего металла и металла в обменной форме в расчете на абсолютно сухую почву.

В соответствии с градацией почв Беларуси по степени кислотности (pH_{KCl}), образец дерново-подзолистой песчаной почвы относится к среднекислым почвам (4,51–5,00), торфяной – слабокислым (5,0–5,50), а образец дерново-подзолистой почвы – близким к нейтральным и нейтральным почвам (6,51–7,00) [27]. По влагоемкости (ПВ), содержанию органических компонентов (OK_{Π}), обменного кальция ($Ca_{обм}$) и обменного калия ($K_{обм}$) образцы почв существенно отличались.

Таблица 2

Характеристики биоугля

Table 2

Characteristics of biochar

Характеристика	Величина
ОК, %	97,4 ± 0,6
ПВ, %	305 ± 7
pH_{KCl}	8,50 ± 0,05
pH_{H_2O}	8,84 ± 0,05
[Ca], мг/кг	2 830 ± 90
[K], мг/кг	2 851 ± 34
[Cd], мг/кг	0,095 ± 0,001
[Pb], мг/кг	0,286 ± 0,003
[U], Бк/кг	0,17 ± 0,03

Примечание. ОК – общее содержание органических компонентов, %; ПВ – полная влагоемкость, % от массы абсолютно сухого вещества; pH_{KCl} и pH_{H_2O} – pH суспензии образца в растворе 1 моль/дм³ KCl и дистиллированной воде; [Me] – общее содержание соответствующего металла в расчете на абсолютно сухое вещество.

Показатели, приведенные в табл. 2, свидетельствуют, что биоуголь характеризуется щелочной реакцией, высокой влагоемкостью, значительно превышающей влагоемкость образцов минеральных почв, а также высоким содержанием K и Ca и низким содержанием Cd, Pb и U. Добавление 5 мас. % биоугля лишь незначительно увеличивает общее содержание Cd, Pb и U в почвах.

Изменение почвенных характеристик в результате внесения биоугля

Под влиянием биоугля изменились характеристики почвенных образцов. Об изменении показателей pH_{KCl} , pH_{H_2O} , $K_{обм}$ и $Ca_{обм}$ по сравнению с контрольными образцами через 2 месяца после внесения 5 мас. % биоугля можно судить по результатам исследования, представленным на рис. 1.

Из полученных экспериментальных данных следует, что в зависимости от почвенной разновидности биоуголь различным образом влияет на агрохимические показатели почвы. Под влиянием биоугля кислотность песчаной (П) и среднесуглинистой (Сг) почв уменьшилась, причем наиболее существенно – песчаной почвы. Об этом свидетельствует увеличение показателей pH_{KCl} и pH_{H_2O} в образцах почв с биоуглем по сравнению с контрольными почвенными образцами без биоугля. Через 2 месяца после добавления биоугля показатель pH_{KCl} песчаной почвы был на уровне 6,20, а в контрольных образцах почвы без биоугля – 5,15.

В среднесуглинистой почве (Сг) после добавления биоугля показатель pH_{KCl} изменился в значительно меньшей степени по сравнению с песчаной почвой. В образцах с биоуглем он был равен 7,15, а в контрольных образцах почвы – 6,85. Добавление биоугля к торфяной почве (Т) практически не повлияло на кислотность почвенной среды. В образцах почвы с биоуглем показатель pH_{KCl} составлял 5,50, а в контрольных почвенных образцах – 5,45.

Изменения показателя pH_{H_2O} в образцах почв с биоуглем по сравнению с контрольными почвенными образцами без биоугля составляли: 16 % для песчаной почвы, 5,5 % для среднесуглинистой и 1,7 % для торфяной почвы.

После добавления биоугля во всех изученных почвах содержание $K_{обм}$ увеличилось по сравнению с контрольными почвенными образцами, при этом максимально (примерно на 70 %) изменилось его содержание в песчаной почве с самым низким содержанием калия среди рассмотренных почв. В торфяной почве содержание $K_{обм}$ после внесения биоугля выросло примерно на 50 %, а в среднесуглинистой – всего на 14 %, что могло быть связано с более высоким значением pH_{KCl} (7,15) по сравнению с песчаной и торфяной почвами.

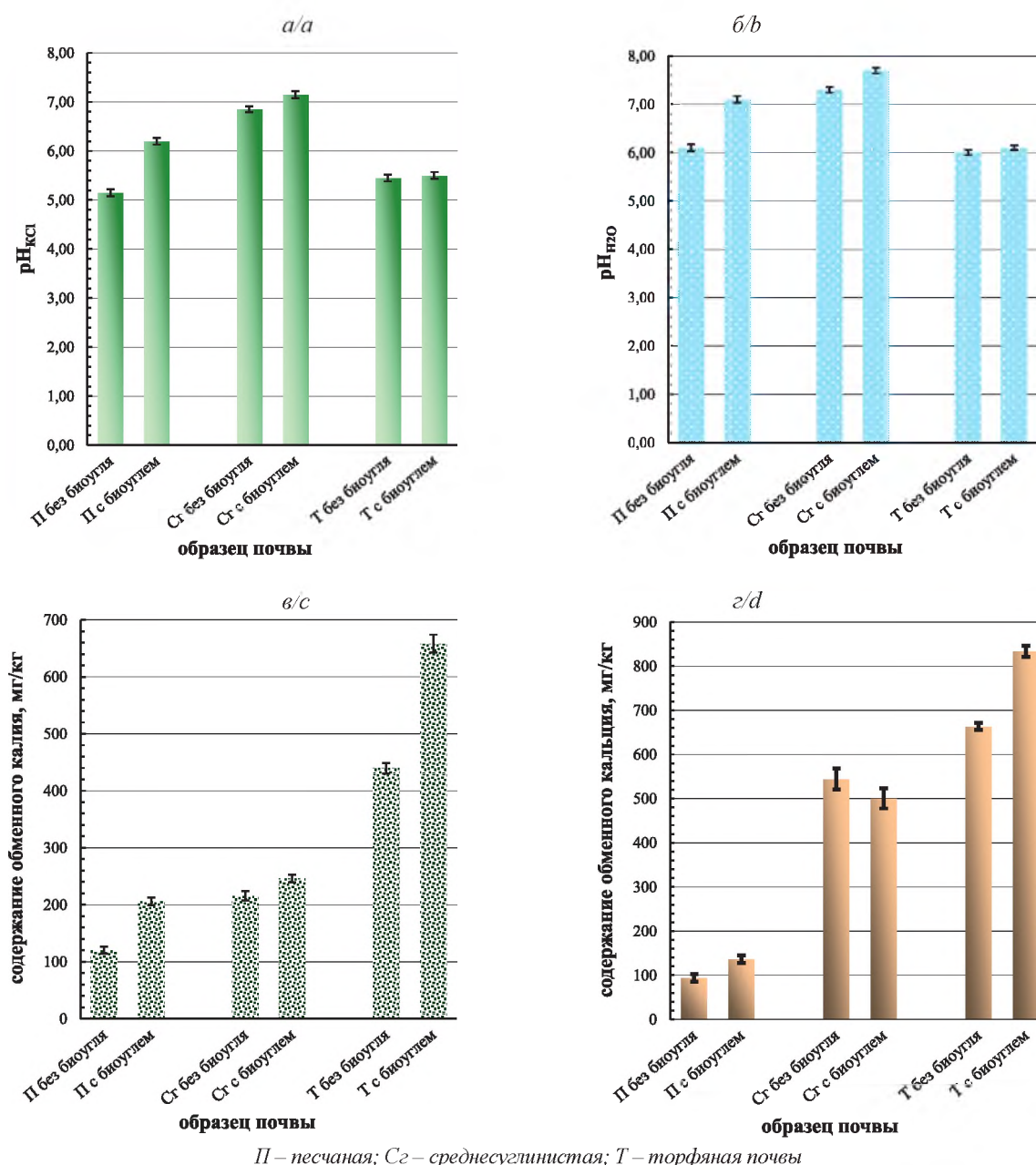


Рис. 1. Характеристики почв после внесения биоугля и контрольных почв без биоугля:
а – pH_{KCl} ; б – pH_{H_2O} ; в – $K_{обм}$; г – $Ca_{обм}$

П – sandy; Сг – medium loamy; Т – peaty soils

Fig 1. Characteristics of soils after biochar application and control soils without biochar:
а – pH_{KCl} ; б – pH_{H_2O} ; в – K_{ex} ; г – Ca_{ex}

В результате добавления биоугля содержание обменного кальция ($Ca_{обм}$) в песчаной почве увеличилось на 44 %, торфяной – на 26 %, а в суглинистой почве изменение содержания $Ca_{обм}$ не превышало неопределенности полученного результата. Различное влияние биоугля на содержание $Ca_{обм}$ в почвах разного типа могло быть связано с разным содержанием $Ca_{обм}$ в исходных почвах без биоугля и неодинаковой кислотностью почвенной среды, сформировавшейся после внесения биоугля с высоким содержанием кальция.

Во всех рассмотренных случаях содержание $K_{обм}$ и $Ca_{обм}$ в почвах после добавления биоугля не выходили за пределы оптимальных значений для выращивания сельскохозяйственных растений [28].

Биоуголь повлиял и на содержание в почвах обратимо обменного железа ($Fe_{обм}$). Чем больше $Fe_{обм}$ содержится в почве, тем меньше вклад в сорбционную способность почвенного комплекса вносят оксиды и гидроксиды железа. О степени изменения содержания в почвах $Fe_{обм}$ через 2 месяца после внесения 5 мас. % биоугля в почвенные образцы можно судить по результатам исследования, представленным на рис. 2.

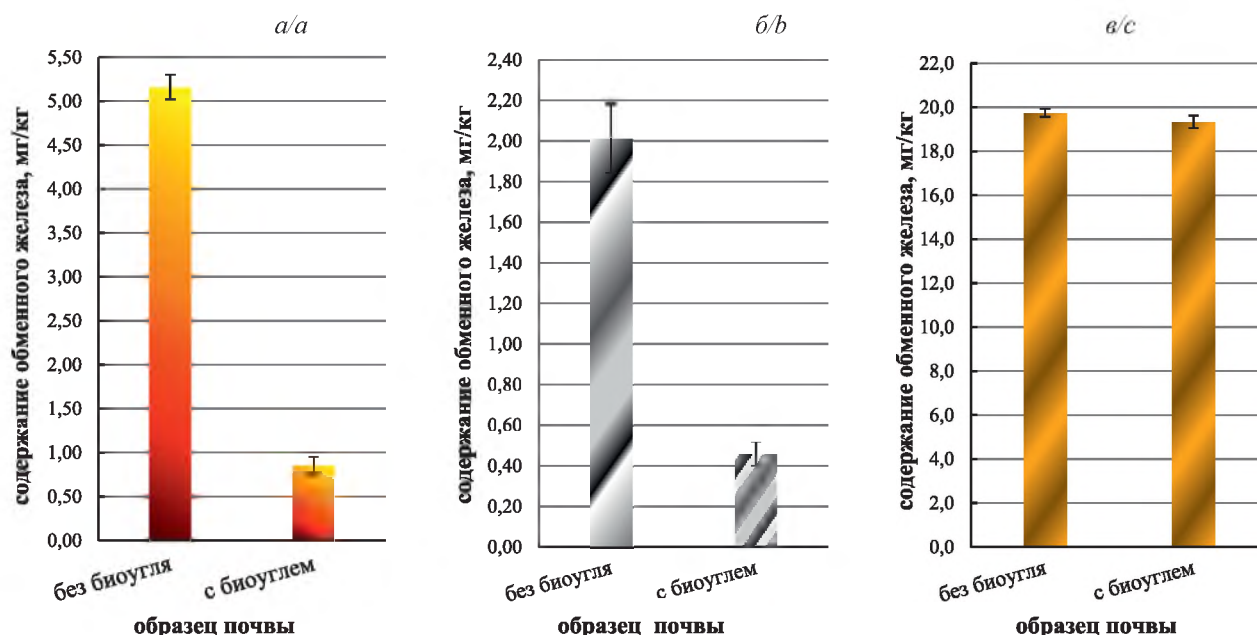


Рис. 2. Содержание обменного железа в почвах после добавления биоугля и в контрольных почвах без биоугля: а – песчаная; б – среднесуглинистая; в – торфяная почвы.

Fig. 2. The content of exchangeable iron in soils after biochar application and in control soils without biochar: а – sandy; б – medium loamy; в – peaty soils.

После добавления биоугля значительно (на 77–84 %) уменьшилось содержание $Fe_{обм}$ в песчаной и суглинистой почвах дерново-подзолистого типа. При этом в торфяной почве содержание $Fe_{обм}$ почти не изменилось, сократившись всего на $(2,0 \pm 1,7) \%$, что меньше неопределенности полученного результата.

Сокращение под влиянием биоугля содержания $Fe_{обм}$ в песчаной и среднесуглинистой почвах свидетельствовало об увеличении в присутствии биоугля содержания оксидов и гидроксидов железа в составе сорбционного комплекса этих почв, тогда как в торфяной почве подобное изменение практически отсутствовало.

Наблюдавшиеся изменения почвенных характеристик были обусловлены свойствами биоугля, в частности, его щелочной реакцией, значительным содержанием таких важных элементов питания растений как калий и кальций, а также высокой сорбционной емкостью. В целом внесение биоугля способствовало формированию в почвах условий, благоприятных для роста и развития растений.

Влияние биоугля на содержание в почвах кадмия, свинца и урана в обменных формах

Под элементом в обменной форме подразумевается элемент, обратимо связанный с компонентами твердой фазы почвенного комплекса и способный в этой форме поступать в почвенную воду. Обменная форма ТМ может быть представлена простыми катионами, их комплексами (катионными, анионными, молекулярными) с органическими и неорганическими компонентами почв, а также растворимыми продуктами гидролиза соединений ТМ, состав которых зависит от окислительно-восстановительных условий, pH среды и присутствия комплексообразующих лигандов [17].

Согласно современным представлениям, наиболее мобилен и потенциально доступен растениям элемент, присутствующий в почве в водорастворимой форме и слабо адсорбированный компонентами почвенного комплекса. Вместе они составляют обменную форму элемента. В целом, от содержания в почве элемента в обменной форме зависит интенсивность его перераспределения в почвенной среде и в значительной мере биологическая доступность растениям. Чем больше в почве доля элемента в обменной форме, тем больше вероятность его поступления в растения [17].

Полученные данные по изменению запаса обменного кадмия ($Cd_{обм}$) в изученных почвах через 2 месяца после добавления 5 мас. % биоугля приведены на рис. 3.

Из данных, приведенных на рис. 3, следует, что доля $Cd_{обм}$ от общего содержания элемента в почвенном образце уменьшалась в ряду почв: дерново-подзолистая песчаная – дерново-подзолистая среднесуглинистая – торфяная. Это свидетельствует о снижении подвижности кадмия в таком же ряду почв.

Через 2 месяца после внесения биоугля запас $Cd_{обм}$ в песчаной и среднесуглинистой почвах сократился соответственно на 20 и 26 % по сравнению с контрольными образцами без биоугля. В торфяной же почве запас $Cd_{обм}$ после внесения биоугля практически не изменился (уменьшился примерно на 2 %, что было меньше неопределенности полученного результата).

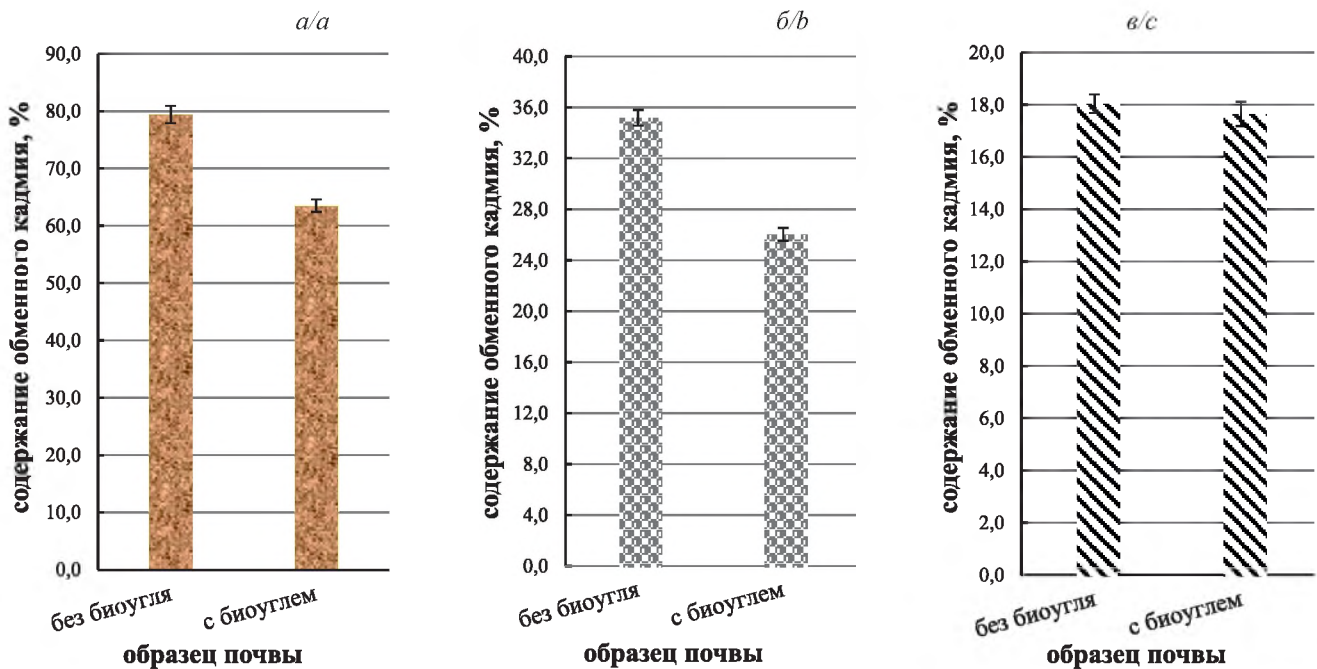


Рис. 3. Содержание обменного кадмия в почвах после добавления биоугля и в контрольных почвах без биоугля:
а – песчаная; б – среднесуглинистая; в – торфяная почвы.

Fig. 3. The content of exchangeable cadmium in soils after biochar application and in control soils without biochar:
а – sandy; б – medium loamy; в – peaty soils.

Сокращение запаса $Cd_{обм}$ в песчаной и среднесуглинистой почвах могло быть обусловлено увеличением их сорбционной способности в результате внесения биоугля, обладающего высокой емкостью поглощения. При этом степень влияния биоугля на сорбционную способность почвы по отношению к кадмию зависела от характеристик почвенного комплекса. Снижение кислотности почвенной среды в целом способствует сорбции кадмия, а увеличение содержания обменного кальция ($Ca_{обм}$) оказывает обратное влияние. Несмотря на тот факт, что кислотность песчаной почвы в результате добавления биоугля уменьшилась в большей степени, чем суглинистой, практическое отсутствие изменения в содержании $Ca_{обм}$ в суглинистой почве и его существенное (на 44 %) увеличение в песчаной почве привели к более значительному сокращению содержания $Cd_{обм}$ в суглинистой почве.

В торфяной почве после добавления биоугля среда осталась кислой, а содержание $Ca_{обм}$ увеличилось на 26%, что обусловило сохранение содержания $Cd_{обм}$ примерно на том же уровне.

Экспериментальные данные по изменению запаса обменного свинца ($Pb_{обм}$) в изученных почвах через 2 месяца после добавления 5 мас. % биоугля приведены на рис. 4.

Как и в случае кадмия, максимальная доля $Pb_{обм}$ от общего содержания элемента в почве была обнаружена в дерново-подзолистой песчаной почве. Однако в отличие от кадмия доля $Pb_{обм}$ уменьшалась в почвах, расположенных в иной последовательности: дерново-подзолистая песчаная – торфяная – дерново-подзолистая среднесуглинистая. При этом во всех изученных почвах доля $Cd_{обм}$ превышала долю $Pb_{обм}$, что указывало на более высокую подвижность Cd по сравнению с Pb.

После добавления биоугля запас $Pb_{обм}$ уменьшился во всех почвах, но в различной степени в зависимости от вида почвы, что указывает на увеличение степени закрепления Pb и соответственно на снижение его подвижности в почвах.

Больше всего запас $Pb_{обм}$ сократился в среднесуглинистой почве (на 63 %), в меньшей степени – в песчаной (на 50 %) и минимально – в торфяной почве (на 8,5 % по сравнению с контрольными почвенными образцами).

Известно, что в закреплении Pb почвами значительную роль играют оксиды и гидроксиды железа [29]. В песчаной и среднесуглинистой почвах существенное снижение содержания $Pb_{обм}$ в результате добавления биоугля в значительной мере могло быть обусловлено увеличением вклада оксидов и гидроксидов железа в сорбционную способность этих почв. На это указывает сокращение содержания $Fe_{обм}$ в песчаной почве с биоуглем на 84 %, а в среднесуглинистой на 77 % по сравнению с контрольными почвенными образцами без биоугля.

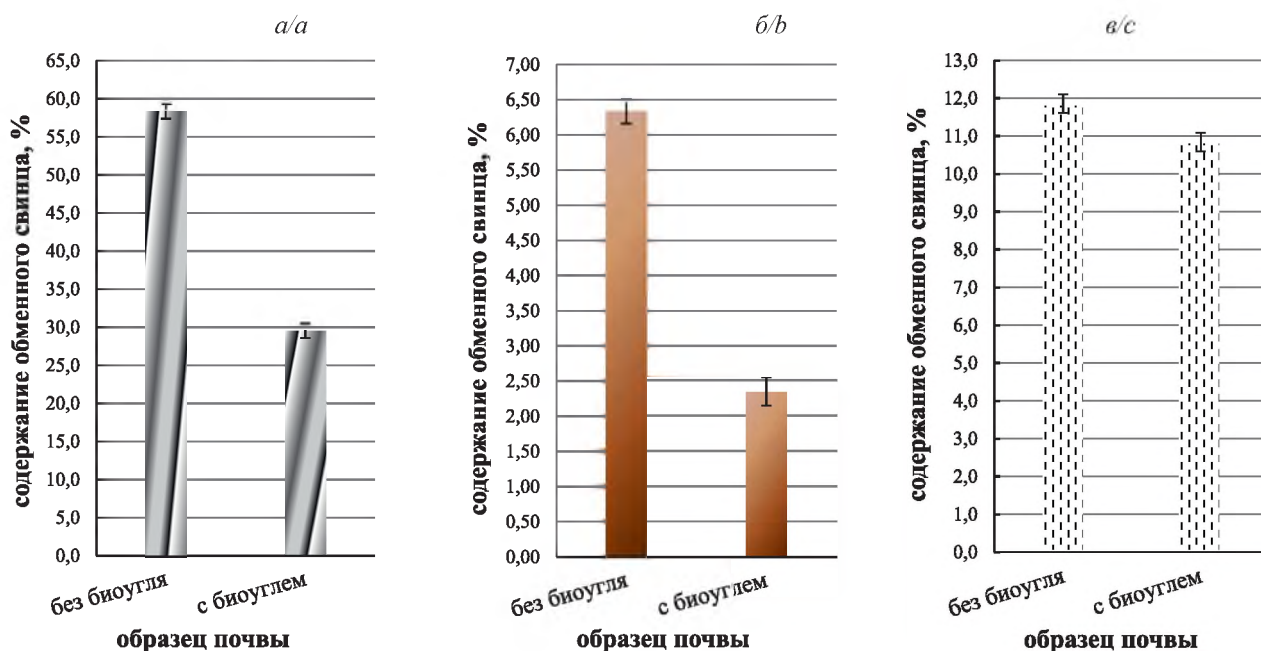


Рис. 4. Содержание обменного свинца в почвах после добавления биоугля и в контрольных почвах без биоугля: а – песчаная; б – среднесуглинистая; в – торфяная почвы.

Fig. 4. The content of exchangeable lead in soils after biochar application and in control soils without biochar: а – sandy; б – medium loamy; в – peaty soils.

Более значительное сокращение содержания $Pb_{обм}$ в среднесуглинистой почве по сравнению с песчаной могло быть связано с формированием в присутствии биоугля слабощелочной реакции среды в среднесуглинистой почве (pH_{KCl} 7,15) и близкой к нейтральной среды в песчаной почве (pH_{KCl} 6,20). Различие в реакции среды способствовало в среднесуглинистой почве более глубокому гидролизу соединений Pb, протекающему с образованием малорастворимых продуктов.

Кроме того, после добавления биоугля среднесуглинистая почва из-за щелочной реакции среды могла больше поглощать диоксид углерода из атмосферного воздуха, что могло привести к более высокой концентрации карбонат-ионов в почвенном растворе по сравнению с песчаной почвой. Это могло способствовать осаждению $PbCO_3$ на компонентах твердой фазы почвенного комплекса и служить одним из факторов более существенного снижения содержания $Pb_{обм}$ в среднесуглинистой почве.

Результаты определения запаса обменного урана ($U_{обм}$) в почвах через два месяца после добавления биоугля приведены на рис. 5.

Как видно из данных, представленных на рис. 5, доля $U_{обм}$ от общего содержания элемента в почве уменьшалась в ряду почв: торфяная – дерново-подзолистая песчаная – дерново-подзолистая среднесуглинистая. В такой же последовательности уменьшалась подвижность и биологическая доступность урана в почвах.

Согласно имеющимся данным [30], содержание $U_{обм}$ в почве тесно коррелирует с его корневым поступлением в растения, поэтому запас $U_{обм}$ в почве можно использовать для прогнозирования накопления U растительностью.

Добавление биоугля привело к сокращению содержания $U_{обм}$ в песчаной почве на 46 % и торфяной почве – на 40 % по сравнению с контрольными образцами, что свидетельствовало об увеличении степени закрепления урана в этих почвах. Однако в результате внесения биоугля в среднесуглинистую почву содержание $U_{обм}$ почти вдвое увеличилось, что указывало на снижение закрепления урана в этой почве.

Как в песчаной, так и в торфяной почве сокращение содержания $U_{обм}$ могло быть связано с увеличением в результате добавления биоугля содержания малорастворимых органических соединений. Образование соответствующих комплексов урана способствовало его закреплению в твердой фазе почв. Значительное снижение кислотности песчаной почвы в большей степени способствовало увеличению ее сорбционной способности по отношению к урану по сравнению с торфяной почвой, в которой кислотность среды после добавления биоугля почти не изменилась.

Увеличение в результате добавления биоугля содержания $U_{обм}$ в среднесуглинистой почве могло быть связано с формированием под влиянием биоугля слабощелочной среды и увеличением доли растворимых карбонатных комплексов урана. В среднесуглинистой почве с более высоким показателем pH_{KCl} по сравнению с песчаной и торфяной почвами процессы комплексообразования урана с органическими компонентами играют менее существенную роль, чем процессы образования карбонатных комплексов урана [31].

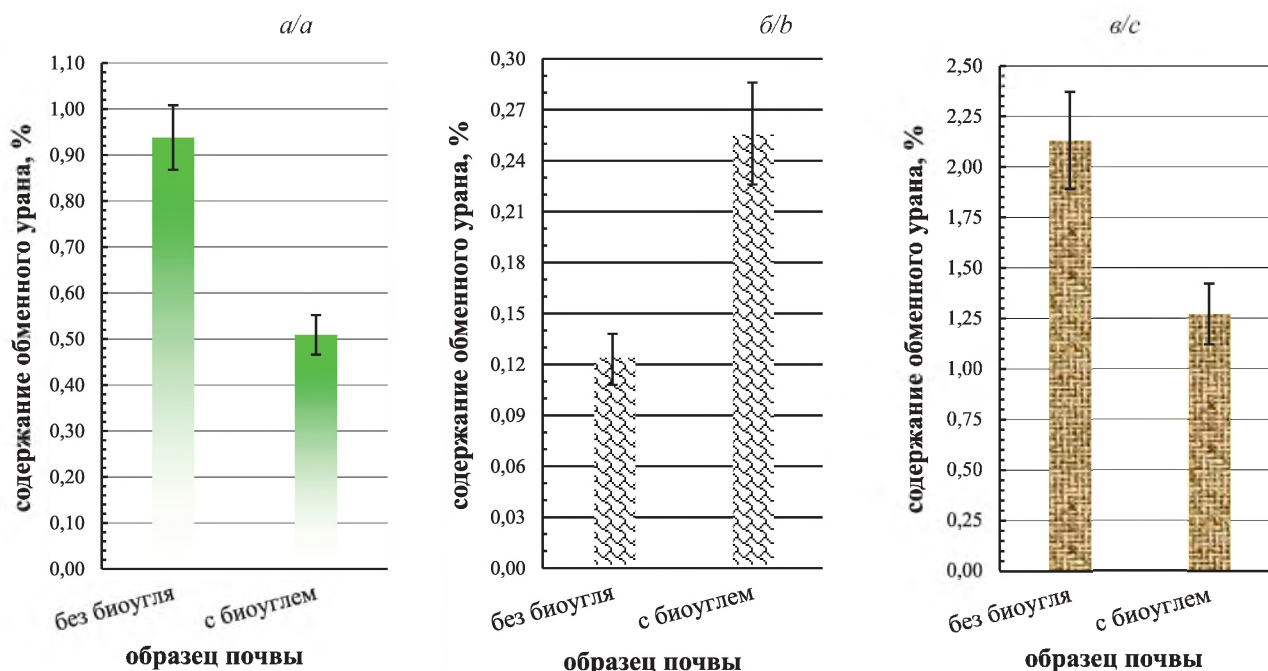


Рис. 5. Содержание обменного урана в почвах после добавления биоугля и в контрольных почвах без биоугля: а – песчаная; б – среднесуглинистая; в – торфяная почвы.

Fig. 5. The content of exchangeable uranium in soils after biochar application and in control soils without biochar: а – sandy; б – medium loamy; в – peaty soils.

В целом результаты исследования позволили оценить способность биоугля влиять на агрохимические характеристики почв и формировать в почвах условия, ограничивающие подвижность и биологическую доступность Cd, Pb и U за счет трансформации форм нахождения этих ТМ в области корневого питания растений.

Заключение

В результате проведенных исследований оценена способность биоугля влиять на агрохимические характеристики почв и формы нахождения в почвах Cd, Pb и U, определяющие их подвижность и биологическую доступность. Установлены характер и степень изменения под влиянием 5 мас. % биоугля агрохимических характеристик почв и запаса в них Cd, Pb и U в обменных формах.

Показано, что внесение биоугля снижает кислотность дерново-подзолистых почв (особенно кислых песчаных); увеличивает содержание $K_{обм}$ в торфяных, песчаных и среднесуглинистых почвах (особенно обедненных калием); повышает содержание $Ca_{обм}$ в песчаных и торфяных почвах. В целом присутствие биоугля способствует формированию в рассмотренных почвах условий, благоприятных для роста и развития растений. Отмеченные изменения почвенных характеристик могут быть обусловлены следующими войствами биоугля: щелочной реакцией среды, высокой сорбционной емкостью, значительным содержанием важнейших элементов питания растений, таких как калий и кальций.

Добавка 5 мас. % биоугля привела к снижению содержания: $Cd_{обм}$ – на 20 % в песчаной и 26 % в среднесуглинистой почве; $Pb_{обм}$ – на 50 % в песчаной, 63 % в среднесуглинистой и 8,5 % в торфяной почве; $U_{обм}$ – на 40 % в торфяной и 46 % в песчаной почве. Однако добавка биоугля практически не повлияла на содержание $Cd_{обм}$ в торфяной почве и способна повысить содержание $U_{обм}$ в среднесуглинистой почве с нейтральной и близкой к нейтральной или слабощелочной реакцией среды.

Из полученных результатов следует, что биоуголь в дозе 5 мас. % может улучшать качество торфяных, песчаных и среднесуглинистых почв и снижать подвижность и биологическую доступность кадмия и свинца в песчаных и среднесуглинистых почвах, а урана – в песчаных и торфяных почвах в регионах с повышенным содержанием соответствующих ТМ.

Полученные данные составляют научную основу для решения практических задач по снижению негативных последствий воздействия на экосистемы антропогенного фактора (присутствия в почвах ТМ), улучшению экологического состояния биогеоценозов и обеспечению экологического качества растительной продукции.

Библиографические ссылки

1. Гукалов ВН, Савич ВИ, Белопухов СЛ и др. Информационная оценка состояния тяжелых металлов в почвах. *Вестник Алтайского государственного аграрного университета*. 2015;5(127):58–64.
2. Черных НА, Прасанна Джатат. Трансформация соединений свинца и кадмия в разных типах почв. *Вестник РУДН. Серия Экология и безопасность жизнедеятельности*. 2000;4:82–88.
3. Васильцова АВ, Шведова ЛВ, Киприяновская АП и др. Тяжелые металлы в компонентах экосистем. *Вузовская наука – региону: материалы IV Всероссийской научно-технической конференции, Вологда, 21 февраля 2006*. В 2 томах. Вологда: ВГТУ; 2006;1:395–397.
4. Водяницкий ЮН, Ладонин ДВ. *Загрязнение почв тяжелыми металлами*. Москва: Почвенный ин-т им. В. В. Докучаева РАСХН; 2012. 304 с.
5. Рудь АВ. Загрязнение тяжелыми металлами почв и растительности придорожных полос автодорог Минской области. *Вестник БГУ. Серия 2*. 2007;1:111–115.
6. Бекман ИИ. *Уран*. Москва: МГУ. 2009. 300 с.
7. Черных Н.А., Сидоренко С.Н. *Экологический мониторинг токсикантов в биосфере*. Москва: Изд-во РУДН, 2003. 430 с.
8. Минкина ТМ, Мотузова ГМ, Назаренко ОГ. *Состав соединений тяжелых металлов в почвах*. Ростов-на-Дону: Эверест, 2009. 208 с.
9. Соколова ОЯ, Стряпков АВ, Антимонов СВ и др. Тяжелые металлы в системе элемент – почва – зерновые культуры. *Вестник ОГУ*. 2006;4:106–110.
10. Головатый С.Е. *Тяжелые металлы в агроэкосистемах*. Минск: РУП «Институт почвоведения и агрохимии», 2002. 240 с.
11. Libra JA, Ro KS, Kammann C, et al. Hydrothermal carbonization of biomass residuals: a comparative review of the chemistry, processes and applications of wet and dry pyrolysis. *Biofuels*. Volume 2 (1). p. 89–124.
12. Lehmann J and Joseph S (eds.) *Biochar for environmental management: science and technology*. London (UK): Sterling, VA, 2009.
13. LeCroya C, Masiello CA, Rudgers JA, et al. Nitrogen, biochar, and mycorrhiza: Alteration of the symbiosis and oxidation of the char surface. *Soil Biology and Biochemistry*. 2013. Volume 58. p. 248–254.
14. Sohi S, Krull E, Lopez-Capel E, et al. A review of biochar and its use and function in soil. *Adv. Agron*. 2010. Volume 105. p. 47–82.
15. Xua G, Weia LL, Suna JN, et al. What is more important for enhancing nutrient bioavailability with biochar application into a sandy soil: Direct or indirect mechanism? *Ecological Engineering*. 2013. Volume 52. p. 119–124.
16. Соколик ГА, Овсянникова СВ, Иванова ТГ и др. Характеристики дерново-подзолистых почв после внесения биоугля. *Весті НАН Беларусі. Серія хімічных навук*. 2015;2:87–94.
17. Соколик ГА, Овсянникова СВ, Попеня МВ и др. Изменение форм нахождения и подвижности кадмия, свинца и урана в дерново-подзолистых почвах в результате внесения биоугля. *Весті НАН Беларусі. Серія хімічных навук*. 2015;4:73–80.
18. Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments. IAEA-TCD0C-16162009. Vienna: IAEA, 2009.
19. *Почвы. Методы определения органического вещества. ГОСТ 26213-91*. Введен 01.07.1993. Госстандарт России.
20. Соколов АВ, редактор. *Агрохимические методы исследования почв*. 5-е издание, переработанное и дополненное. Москва: Наука; 1975. 656 с.
21. *Почвы. Метод определения обменной кислотности. ГОСТ 26484-85*. Введен 07.01.1986. Минск: Госстандарт РБ.
22. *Охрана окружающей среды и природопользование. Аналитический (лабораторный) контроль и мониторинг. Качество почвы*. Методы определения удельной электрической проводимости, pH и сухого остатка водной почвенной вытяжки. СТБ 17.13.05-36-2015. Введен 25.05.2015. Минск: Госстандарт РБ.
23. Мустафаев БА. *Практикум по земледелию, агрохимии и растениеводству*. Павлодар; 2006. 188 с.
24. Кузнецов АВ, Фесюн АП, Самохвалов СГ и др. *Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельскохозяйственных угодий и продукции растениеводства*. Москва: ЦИНАО, 1992. 53 с.
25. Measurement of Radionuclides in Food and the Environment. A guidebook. Technical reports series no 295. Vienna: IAEA, 1989.
26. Sokolik GA, Ovsianikova SV, Papienia MV. Uranium and Its Distribution in Typical Belarusian Soils. In: Gupta DK, Walther C., editors. *Uranium in Plants and the Environment, Radionuclides and Heavy Metals in the Environment*. Switzerland: Springer Nature Switzerland AG; 2020. p. 33–68. DOI: 10.1007/978-3-030-14961-1_2.
27. Козловская ИИ, Босак ВН. *Производственные технологии в агрохимии*. Минск: Новое знание; Москва: ИНФРА-М, 2016. 336 с.
28. Сарасеко ЕГ, Подольяк АД, Дегтярева ЕИ. Проблемы получения качественной растениеводческой продукции на загрязненных радионуклидами территориях. *Вестник МДПУ им. І.П. Шамякіна*. 2012;2(35):46–53.
29. Гукалов ВН, Савич ВИ, Белопухов СЛ и др. Информационная оценка состояния тяжелых металлов в почвах. *Вестник Алтайского государственного аграрного университета*. 2015;5(127):58–64.
30. Vandenhove H, Vanhoudt N, Duquène L, et al. Comparison of two sequential extraction procedures for uranium fractionation in contaminated soils. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2014;137:1–9.
31. Katz JJ, Seaborg GT, Morss LR. Chemistry of the actinide elements. Dordrecht: Springer, 1986. 17–81. DOI: 10.1007/978-94-009-3155-8.

References

1. Gukalov VN, Savich VI, Belopukhov SL et al., Information assessment of the heavy metals state in soils. *Vestnik Altaiskogo gosudarstvennogo agrarnogo universiteta*. 2015;5(127):58–64. Russian.
2. Chernykh NA, Prasanna Dzhagat. Transformation of lead and cadmium compounds in different types of soils. *Vestnik Rosyiskogo universiteta druzhby narodov. Seriya Ekologiya i bezopasnost' zhiznedeysel'nosti* = RUDN Journal of Ecology and Life Safety. 2000;4:82–88. Russian.
3. Vasiltsava AV, Shvedova LV, Kupriyanovskaya AP et al. The heavy metals in components of ecosystems. *Vuzovskaya nauka – regionu: materialy IV Vserossiiskoi. nauchno-tekhnicheskoj konferentsii* [University Science to the region: materials of the IV All-Russian Scientific and Technical Conference]. Vologda, 2006;1:395–397. Russian.

4. Vodyanitskii YuN, Ladonin AT. *Zagryazneniye pochv tyazhelymi metallami*. [Contamination of soils by heavy metals]. Moscow: Dokuchaev Soil Science Institute the Russian academy of agricultural sciences (RAAS), 2012. 304 p. Russian.
5. Rud' AV. Contamination of soil and vegetation of roadside lanes of the Minsk region. *Vestnik belorusskogo gosudarstvennogo universiteta* = Bulletin of the Belarusian State University. Series 2. Chemistry. Biology. Geography. 2007;1:111–115. Russian.
6. Bechman IN. *Uran*. [Uranium]. Moscow: Moscow State University, 2009. 300 p. Russian.
7. Chernykh NA, Sidorenko SN. Ecological monitoring of toxins in biosphere. Moscow: Publishing house of Peoples' Friendship University of Russia (RUDN), 2003. 430 p. Russian.
8. Minkina TM, Motuzova GM, Nazarenko OG. *Sostav soyedineniy tyazhelykh metallov v pochvakh*. [Composition of heavy metals compounds in soils]. Rostov-on-Don: Everest Publishing, 2009. 208 p. Russian.
9. Sokolova OYa, Stryapkov AV, Antimonov SV, Solovykh SYu. Heavy metals in the "element-soil-cereal cultures" system. *Vestnik Orenburgskogo gosudarstvennogo universiteta* = Vestnik (Bulletin, herald) of the Orenburg State University, 2006;4:106–110. Russian.
10. Golovaty SE. *Tyazhelye metally v agroekosistemakh*. [Heavy metals in agrosystems]. Minsk, respublikanskoye unitarnoye predpriyatiye: "Institut of Pochvovedeniya and agrokhimii" = Institute of Soil Science and agrochemistry, 2002. 240 p. Russian.
11. Libra JA, Ro KS, Kammann C, et al. Hydrothermal carbonization of biomass residuals: a comparative review of the chemistry, processes and applications of wet and dry pyrolysis. *Biofuels*. Volume 2(1). p. 89–124.
12. Lehmann J and Joseph S (eds.) *Biochar for environmental management: science and technology*. London (UK): Sterling, VA, 2009. 450 p.
13. LeCroya C, Masiello CA, Rudgers JA, et al. Nitrogen, biochar, and mycorrhiza: Alteration of the symbiosis and oxidation of the char surface. *Soil Biology and Biochemistry*. 2013. Volume 58. p. 248–254.
14. Sohi S, Krull E, Lopez-Capel E, et al. A review of biochar and its use and function in soil. *Adv. Agron*. 2010. Volume 105. p. 47–82.
15. Xua G, Weia LL, Suna JN, et al. What is more important for enhancing nutrient bioavailability with biochar application into a sandy soil: Direct or indirect mechanism? *Ecological Engineering*. 2013. Volume 52. p. 119–124.
16. Sokolik GA, Ovsianikova SV, Ivanova TG et al. Characteristics of sod podzol soils after biochar application TION. *Viesci NAN Bielarusi. Sierya chimichnykh navuk*. = Proceedings of the National Academy of Sciences of Belarus. Chemical series. 2015;2:87–94. Russian.
17. Sokolik GA, Ovsianikova SV, Papenia MV et al. The change of cadmium, lead and uranium species and mobility in sod podzol soils after biochar application. *Viesci NAN Bielarusi. Sierya chimichnykh navuk*. = Proceedings of the National Academy of Sciences of Belarus. Chemical series. 2015;4:73–80. Russian.
18. Quantification of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments for Radiological Assessments. IAEA-TCDOC-16162009. Vienna: IAEA; 2009.
19. *Pochvy. Metody opredeleniya organicheskogo veshchestva*. [Soils. Methods for determination of organic matter. GOST 26213-91. Gosstandart of Russia. Introduced 01.07.1993]. Russian
20. Sokolov AV, editor. *Agrokhimicheskiye metody issledovaniya pochv*. [Agrochemical methods of soil research. 5th edition, revised and additional]. Moscow: Nauka, 1975. 656 p. Russian.
21. *Pochvy. Metod opredeleniya obmennoy kislotnosti*. [Soils. Method for determination of exchangeable acidity. GOST 26484-85. Introduced 07.01.1986. Minsk.: Gosstandart RB]. Russian.
22. *Okhrana okruzhayushchey sredy i prirodopol'zovaniye. Analiticheskiy (laboratornyy) kontrol' i monitoring. Kachestvo pochvy*. [Environmental protection and nature management. Analytical (laboratory) control and monitoring. Soil quality. Methods for determination of electrical conductivity, pH and dry residue of aqueous soil extract. STB 17.13.05-36-2015. Introduced 25.05.2015. Minsk: Gosstandart RB]. Russian.
23. *Praktikum po zemledeliyu, agrokhimii i rasteniyevodstvu*. [Mustafayev B.A. Workshop on agriculture, agrochemistry and plant growing]. Pavlodar, 2006. 188 p. Russian.
24. Kuznetsov AV, Fesyun AP, Samokhvalov SG et al. *Metodicheskiye ukazaniya po opredeleniyu tyazhelykh metallov v pochvakh sel'skokhozyaystvennykh ugodiy i produktsii rasteniyevodstva*. [Guidelines for the determination of heavy metals in agricultural soils and crop products]. Moscow: Tsentral'nyy nauchno-issledovatel'skiy institut agrokhimicheskogo obsluzhivaniya sel'skogo khozyaystva = Central Research Institute of Agrochemical Services for Agriculture, 1992. 53 p. Russian.
25. Measurement of Radionuclides in Food and the Environment. A guidebook. Technical reports series no 295. Vienna: IAEA, 1989.
26. Sokolik GA, Ovsianikova SV, Papenia MV. Uranium and Its Distribution in Typical Belarusian Soils. In: Gupta DK, Walther C., editors. *Uranium in Plants and the Environment, Radionuclides and Heavy Metals in the Environment*. Switzerland: Springer Nature Switzerland AG; 2020. p. 33–68. DOI: 10.1007/978-3-030-14961-1_2.
27. Kozlovskaya IP, Bosak VN. *Proizvodstvennyye tekhnologii v agronomii*. [Production technologies in agronomy]. Minsk: Novoye znaniye; Moscow: INFRA-M, 2016. 336 p. Russian.
28. Saraseko YeG, Podolyak AD, Degtyareva YeI. Problems of obtaining high-quality crop production in areas contaminated with radionuclides. *Vestnik MDPU imya I.P. Shamyakina* = Bulletin of the Mogilev State Pedagogical University. 2012;2(35):46–53.
29. Gukalov VN., Savich VI., Belopukhov S.L., Shapkina O.A., Verkhoturov V.V. Information estimation of heavy metals state in soils. *Vestnik Altaiskogo gosudarstvennogo agrarnogo universiteta* = Bulletin of Altai State Agrarian University. 2015;5(127):58–64. Russian.
30. Vandenhove H, Vanhoudt N, Duquène L, et al. Comparison of two sequential extraction procedures for uranium fractionation in contaminated soils. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2014;137:1–9.
31. Katz JJ, Seaborg GT, Morss LR. Chemistry of the actinide elements. Dordrecht: Springer; 1986. 17–81. DOI: 10.1007/978-94-009-3155-8.

Статья поступила в редакцию 04.12.2020.
Received by editorial board 04.12.2020.

УДК 543.63:574.5

ПЕРВЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ НАЛИЧИЯ ЦИАНОТОКСИНОВ В ВОДОЕМАХ И ВОДОТОКАХ БЕЛАРУСИ

Т. М. МИХЕЕВА¹⁾

¹⁾Белорусский государственный университет,
пр. Независимости, 4, 220030, г. Минск, Беларусь

На 20 водных объектах Беларуси, используемых для массового отдыха населением, впервые проведена оценка видового состава, численности и биомассы цианобактерий при «цветении» воды, а также результаты поиска среди них токсичных видов. Выявлено 50 представителей цианобактерий, отнесенных к 18 родам, из них 3 вида отмечены впервые для Беларуси – *Snowella atomus* Komárek et Hindák, *Anabaenopsis arnoldii* Aptekar, *Anabaenopsis kelifii* Kog. С помощью сочетания молекулярно-биологических и аналитических методов в исследовании токсичных «цветений», использования генетических маркеров, выполнен поиск генов синтеза гепатотоксичного микроцистина, нодулярина и цилиндроспермозина, нейротоксичного сакситоксина. Показано, что во всех исследованных водоемах и водотоках присутствовали цианобактерии родов *Anabaena* и *Microcystis*, синтезирующие высокотоксичные микроцистины – LR, RR, YR. Гены синтеза сакситоксина и близкие ему варианты паралитических токсинов, такие как гониатоксины 5, 6, декарбамоилгониатоксин 2, декарбамоилсакситоксин и неосакситоксин, обнаружены в 7 водоемах.

Ключевые слова: Беларусь; водоемы и водотоки; цианобактерии; цианотоксины.

THE FIRST INVESTIGATIONS OF CYANOTOXINS PRESENCE IN WATERBODIES AND WATERCOURSES OF BELARUS

T. M. MIKHEYEVA^a

^aBelarusian State University,
4 Niezaliežnasci Avenue, 220030, Minsk 220030, Belarus

The estimation of species composition, abundance and biomass of cyanobacteria in “bloom” as well as the search for toxic species has been undertaken for the first time in 20 water bodies and water courses of Belarus mainly used for public recreation. There were identified 50 representatives of cyanobacteria assigned to 18 genera, among them three species were marked for the first time for the Belarus: *Snowella atomus* Komárek et Hindák., *Anabaenopsis arnoldii* Aptekar, *Anabaenopsis kelifii* Kog. By combining molecular-biological and analytical methods and by using genetic markers when studying toxic «water blooms» the search of genes responsible for synthesis of hepatotoxic microcystin, nodularin, cylindrospermopsin and neurotoxic saxitoxin was undertaken. It has been shown that in all the investigated lakes and rivers there were cyanobacterium relating to *Anabaena* and *Microcystis* genera that can synthesize highly toxic microcystins – LR, RR, YR. Saxitoxin synthesis genes and close to it variants of paralytic toxins such as goniatoxins 5, 6, dekarbamoilgoniatoksin 2, dekarbamoilsaksitoksin and neosaksitoksin were found in 7 waterbodies.

Keywords: Belarus; water bodies and water courses; cyanobacteria; cyanotoxins.

Образец цитирования:

Михеева ТМ. Первые исследования наличия цианотоксинов в водоемах и водотоках Беларуси. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2021;1:52–61.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2021-1-52-61>

For citation:

Mikheyeva TM. The first investigations of cyanotoxins presence in waterbodies and watercourses of Belarus. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2021;1:52–61. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2021-1-52-61>

Автор:

Тамара Михайловна Михеева – доктор биологических наук, доцент; главный научный сотрудник научно-исследовательской лаборатории гидроэкологии.

Author:

Tamara M. Mikheyeva, doctor of science (biology), docent; chief researcher at the research laboratory of aquatic ecology.
mikheyeva@tut.by

Введение

Проблема цианобактериального «цветения» водоемов и водотоков является одной из центральных задач лимнологии. Климатические изменения и антропогенное влияние на водные экосистемы инициировали в них длительное «цветение» (изменение окраски воды, преимущественно, за счет цианобактерий – (другие названия – цианопрокариоты, или, как их называли ранее, сине-зеленые водоросли, *Cyanophyta*), сопряженное с гибелью биотического комплекса самоочищения воды и опасностью для здоровья и хозяйственной деятельности человека. Массовое и быстрое развитие этих водорослей в водоеме, происходящее чаще всего при доминировании одного-двух видов, получило название «цветение» воды. Лавинообразное размножение цианобактерий при их лизисе (гибели) приводит к образованию значительного количества особо ядовитых токсинов [1].

По данным мировой статистики, примерно в 50 % случаев «цветения» воды происходит развитие токсичных цианобактерий и в воде присутствуют несколько видов токсинов. По рекомендации ВОЗ во многих странах проводится мониторинг токсинов в питьевой воде, утверждены их предельно допустимые концентрации. Зарегистрированы факты токсичных «цветений» цианобактерий во многих странах мира, однако в водоемах Беларуси токсиногенные цианобактерии ранее не выявляли.

Целью нашей работы был поиск и идентификация с помощью молекулярно-биологических и аналитических методов потенциально токсичных видов цианобактерий в разнотипных хозяйственно важных водоемах республики (озерах, водохранилищах, водотоках, рыбоводных прудах и др.) для определения степени их развития и возможного неблагоприятного влияния на качество воды при массовом развитии. В Беларуси первые исследования по выявлению токсиногенных цианобактерий в фитопланктоне р. Свислочь и находящихся на ней водохранилищ начаты в 2009 г. [2–5].

Объекты и методика исследований

В период массового развития фитопланктона нами проводился анализ его структуры и выявление потенциально токсичных видов цианобактерий в высокоэвтрофном оз. Большие Швакшты, эвтрофном оз. Мясро, мезотрофном оз. Нарочь, эвтрофном оз. Кромань, гиперэвтрофных городских прудах в г. Несвиж, в высокоэвтрофных водохранилищах Вилейско-Минской водной системы (Вилейское, Заславское, Криницы и Лебяжье), водохранилищах на р. Свислочь (Цнянское, Дрозды, Чижевское, Комсомольское озеро, Осиповичское), в р. Вилия, в канале сброса воды из Вилейского водохранилища в Заславское, в различных зонах эвтрофного оз. Лукомское, включая зону подогрева воды Лукомльской ГРЭС, где развитие цианобактерий было более интенсивным, в садковой линии Березовской ГРЭС, на городском участке («Солнечная долина») Лошицкой водной системы и в городском пруду Щемыслицкий (г. Минск).

В результате в 2012–2013 гг. в период с мая по сентябрь проведена оценка видового состава, численности и биомассы общего фитопланктона и цианобактерий на указанных водных объектах Беларуси, используемых населением для массового отдыха. Для оценки количественного развития фитопланктона и цианобактерий использовались традиционные методы гидробиологии, в частности осадочный метод и световую микроскопию. Осадочные пробы объемом 0,5 л, фиксировались по Утермелю в нашей модификации [6]. Видовой состав фитопланктона приводится на основании учета организмов при камеральной обработке количественных проб в световом микроскопе Axiostar. Эти методы уже длительное время успешно применяются нами при мониторинговых исследованиях.

Российскими партнерами в рамках выполнения проекта научно-исследовательской работы «Выявление токсичных цианобактерий в фитопланктоне крупнейших хозяйственно важных водоемов и водотоков России и Беларуси с оценкой их негативного влияния на качество воды» согласно договору с БРФФИ № Б12Р-028 от 15.04.2012 г. с помощью сочетания молекулярно-биологических и аналитических методов, использования генетических маркеров проводился поиск генов синтеза гепатотоксичного микроцистина, нодулярина, цилиндроспермозина и нейротоксичного сакситоксина, цианотоксинов и определение их химического состава [7]. Подробно методика определения цианотоксинов приведена в работах [3, 8–11].

Результаты исследований и их обсуждение

В исследованных водоемах и водотоках республики разной степени трофности в купальные сезоны 2012–2013 гг. зарегистрировано 50 таксонов цианобактерий, представляющих 18 родов: *Anabaenopsis* (2 вида), *Anabaena* (8), *Aphanizomenon* (3), *Aphanothece* (1), *Coelosphaerium* (2), *Cyanodictyon* (2), *Gloeocapsa* (7), *Gomphosphaeria* (2), *Lemmermanniella* (1), *Lyngbya* (2), *Merismopedia* (2), *Microcystis* (7), *Oscillatoria* (3), *Rhabdoderma* (2), *Romeria* (1), *Snowella* (1), *Synechocystis* (2), *Woronichinia* (1), *Gloeotrichia* (1), из которых только два рода (*Anabaena* и *Aphanizomenon*) имеют гетероцисты. Для альгофлоры Беларуси отмечены новые виды: *Snowella atomus* Komárek et Hindák, *Anabaenopsis arnoldii* Aptekar, *A. kelifii* Kog. Последние

два вида обнаружены в Лошицкой водной системе на городском отрезке («Солнечная долина»), при этом оба вида развивались в значительном количестве, *A. kelifii* составлял, например, 7 % от общей биомассы фитопланктона. Ранее его фиксировали только в Туркмении. Следует указать, что еще один представитель этого рода *A. raciborskii* Wolosz., который в последние годы стал распространяться во многих водоемах во всем мире, в том числе в России, вызывая их «цветение», в Беларуси единично отмечался нами ранее в оз. Паульское Витебской области [12], а также в водоеме-охладителе Березовской ГРЭС. В значительном количестве *S. atomus* отмечена в городском пруду 2 г. Несвижа (табл. 1).

Наибольшее разнообразие цианопрокариот отмечено в высокоэвтрофном оз. Большие Швакшты (23 представителя), близки к нему водохранилище Дрозды (21) и Заславское (19). Наименьшее число представителей выявлено в водохранилище Лебяжье (3), в гипертрофном городском пруду 1 г. Несвижа (4) и в слабоэвтрофном оз. Кромань (5), за ним в порядке возрастания расположились гипертрофный пруд 2 в г. Несвиже (9), р. Вилия (10), слабоэвтрофное водохранилище Криницы (10) и гиперэвтрофное водохранилище Осиповичское (10), высокотрофное Чижовское (12) и менее трофное Цнянское (16) водохранилище, а также Комсомольское озеро (17 таксонов).

Степень индивидуального участия видов цианопрокариот в составе их доминирующих комплексов варьировалась от 5,4 до 87,9 %. По степени доминирования выделяется безгетероцистный *M. wesenbergii* Komárek, который преобладал в более чем половине исследованных объектов. Максимального участия в общей биомассе фитопланктона он достиг в Комсомольском озере – 87,9 %. В водохранилищах Заславском, Осиповичском и Комсомольском озере существенную биомассу составлял другой представитель рода *Microcystis* – *M. aeruginosa* (Kütz.) Elenk. f. *aeruginosa*, в Комсомольском озере он составил около 50 % биомассы, в Осиповичском водохранилище – около 40 %, в Заславском – более 30 %. Другие представители цианобактерий достигали максимальных значений биомассы соответственно: *Anabaena flos-aquae* (Lyngb.) Bréb. f. *aeruginosa* – в городском пруду 2 в г. Несвиже (22 %), *A. planctonica* Brunth. – в оз. Лукомском (66,5 %), *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs f. *flos-aquae* – в р. Вилии (73 %) и в городском пруду №1 в г. Несвиже (около 65 %), *Aph. elenkinii* Kisselev – в Лошицкой водной системе (около 19 %), *Aphanothece clathrata* W. et G. S. West f. *clathrata* – в Цнянском водохранилище (свыше 50 %) и в оз. Большие Швакшты (36,6 %). Во многих водоемах, особенно в водоемах Вилейско-Минской водной системы, видом, сопутствующим колониальным цианобактериальным организмам, был одноклеточный представитель цианопрокариот *Synechocystis aquatilis* (Sauv.), составлявший по численности организмов 76–98 %. Свообразием доминирующего состава отличались оз. Лукомское, р. Вилия, городские пруды Несвижа и Лошицкой водной системы. В последней по численности организмов доминировала *Oscillatoria limnetica* f. *acicularis* (Nyg.) V. Poljansk. (= *Pseudanabaena acicularis*), достигнув 91,7 %. Полный видовой состав цианобактерий в каждом изучавшемся объекте и их доминировавшие по численности организмов, клеток и биомассе комплексы из-за их большого объема не могут быть отражены в рамках данной статьи. Они приведены в соответствующем отчете [13].

По численности клеток цианобактерии во всех исследованных водных экосистемах имели абсолютное доминирование в период исследования. Они же в большинстве водоемов в июле – августе преобладали и в общей биомассе фитопланктона, достигая в некоторых из них более 95 %. Так, в Заславском водохранилище при общей биомассе фитопланктона во время «цветения» более 1 г/л цианобактерии составляли 99,7 %. Высокий уровень биомассы отмечен в водоемах Вилейско-Минской водной системы. Даже в верхних менее трофных водохранилищах на р. Свислочь, например, в водохранилище Криницы, отмечалась биомасса фитопланктона свыше 40 мг/л с долей цианобактерий 98,5 %. В Комсомольском озере они составляли 77 % в общей биомассе, равной 90 мг/л. В нижнем же Осиповичском водохранилище биомасса фитопланктона достигала 1200 мг/л, из них на долю цианобактерий приходилось около 64 %.

По общей биомассе фитопланктона выделяются городские пруды г. Несвиж, в которых отмечена биомасса 60–107 мг/л, доля цианопрокариот в ней составляет 65–96 %. Такая же доля цианей в общей биомассе фитопланктона (более 30 мг/л) характерна и для высокоэвтрофного оз. Большие Швакшты. Многолетние исследования, проводимые нами на Нарочанских озерах, показывают, что в мезотрофном оз. Нарочь доля цианопрокариот в общей биомассе фитопланктона на разных этапах эволюции его трофического статуса изменялась от (10,7±3,4) до (22,3±9,3) %, а в слабоэвтрофном оз. Мястро – от (6,9±4,7) до (28,0±19,7) % [14].

Таким образом, видовой состав цианобактерий, зарегистрированных в изученных водоемах и водотоках Беларуси, и степень их количественного развития в купальный сезон, несомненно, могут свидетельствовать о том, что многие из них чрезвычайно широко распространены до степени «цветения» в водоемах разной степени трофности. Наличие среди них большого числа токсиногенных представителей свидетельствует о том, что они могут продуцировать токсические вещества и оказывать негативное влияние на гидробионтов, человека и качество воды в целом.

Т а б л и ц а 1

Видовой состав Цианопхита в исследованных водоемах и водотоках

T a b l e 1

Cyanophyta species composition in the investigated water bodies and water courses

Виды	р. Влия	Водохранилища									Озера			Пруд 1 (Несвиж)	Пруд 2 (Несвиж)
		Заславское	Криницы	Дрозды	Лебяжье	Цянское	Комс. озеро	Лопица	Чижовское	Осиповичское	Б. Пшавкты	Лукомское	Кромань		
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
<i>Anabaenopsis arnoldii</i> Aptekar	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–	–	–	–
<i>A. kelifii</i> Kog.	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–	–	–	–
<i>Anabaena</i> Bory sp.	+	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–
<i>A. flos-aquae</i> (Lyngb.) Bréb. f. <i>flos-aquae</i>	–	+	–	+	–	+	+	–	+	+	+	+	–	–	+
<i>A. hassalii</i> (Kütz.) Wittr. f. <i>hassalii</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–	–
<i>A. lemmermannii</i> P. Richt.	–	+	+	+	–	+	–	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>A. planctonica</i> Brunnth.	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	+	+	–	–	+
<i>A. scheremetievi</i> Elenk.	–	+	–	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–
<i>A. sigmoidea</i> Nyg. (= <i>A. circinalis</i> (Kütz.) Hansging ex Lemm.)	–	+	+	+	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>A. spiroides</i> Kleb.	–	–	–	+	–	–	–	–	–	–	+	+	–	–	+
<i>Aphanizomenon elenkinii</i> Kisselev	–	–	–	–	–	–	–	+	–	+	–	–	–	–	–
<i>Aph. flos-aquae</i> (L.) Ralfs f. <i>flos-aquae</i>	+	+	+	+	–	+	+	–	+	+	+	+	–	+	+
<i>Aph. issatschenkoi</i> Usač. (= <i>Cuspidothrix issatschenkoi</i> (Usač.) Rajan.)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–	+
<i>Aphanothece clathrata</i> W. et G. S. West	+	+	+	+	+	+	+	–	+	–	+	+	+	+	–
<i>Coelosphaerium dubium</i> Grun.	–	+	–	+	–	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–
<i>C. kuetzingianum</i> Näg.	–	+	–	–	–	+	–	–	–	–	+	–	–	+	–
<i>Cyanodictyon planctonicum</i> Meyer	+	+	–	+	–	+	+	–	–	–	+	–	–	–	–
<i>C. reticulatum</i> (Lemm.) Geitl.	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–
<i>Gloeocapsa</i> (Kütz.) Hollerb. sp.	+	+	–	–	+	–	–	+	–	–	–	–	–	–	–
<i>G. limnetica</i> (Lemm.) Hollerb.	–	–	–	–	–	+	+	–	–	–	–	+	–	–	–
<i>G. minima</i> (Keissl.) Hollerb. ampl. f. <i>minima</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–	–
<i>G. minor</i> (Kütz.) Hollerb.	–	–	–	+	–	+	–	–	+	–	+	+	–	–	–
<i>G. minuta</i> (Kütz.) Hollerb. f. <i>minuta</i>	+	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>G. violascea</i> (Corda) Rabenhorst	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–
<i>G. limnetica</i> (Lemm.) Hollerb. f. <i>limnetica</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–
<i>Gomphosphaeria</i> Kützing sp.	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–
<i>G. lacustris</i> Chod. f. <i>lacustris</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
<i>Lemmermanniella pallida</i> (Lemm.) Geitler	–	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>Lyngbya</i> Ag. sp.	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–	–	–	–
<i>L. limnetica</i> Lemm.	+	+	–	+	–	–	+	–	+	+	+	+	–	–	+
<i>Merismopedia minima</i> G. Beck.	–	–	+	+	+	+	+	–	+	–	–	–	+	–	+
<i>M. tenuissima</i> Lemm.	–	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>Microcystis</i> (Kütz.) Elenk. sp. (= <i>Aphanocapsa</i> Näg. sp.)	–	–	–	+	–	+	+	–	+	–	–	–	–	–	–
<i>M. aeruginosa</i> (Kütz.) Elenk. f. <i>aeruginosa</i>	–	+	+	+	–	+	+	+	–	+	+	+	–	+	–
<i>M. aeruginosa</i> f. <i>flos-aquae</i> (Wittr.) Elenk. (= <i>M. flos-aquae</i> (Wittr.) Kirchn.)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–
<i>M. aeruginosa</i> f. <i>viridis</i> (A. Br.) Elenk. (= <i>M. viridis</i> (A. Br.) Lemm.)	+	+	+	+	–	+	+	+	+	–	+	+	–	–	–
<i>M. pulvereae</i> (Wood.) Elenk. f. <i>pulvereae</i>	–	–	–	+	–	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–
<i>M. pulvereae</i> f. <i>delicatissima</i> (W. et G. S. West) Elenk. (= <i>Aphanocapsa delicatissima</i> W. et G. S. West)	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–	+	–	–	–	–
<i>M. wesenbergii</i> Komárek	–	+	+	+	–	+	+	+	+	+	+	–	–	–	–
<i>Oscillatoria</i> Vauch. sp.	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–	–
<i>O. agardhii</i> Gom. f. <i>agardhii</i> (= <i>O. agardhii</i> Gom.)	+	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>O. limnetica</i> f. <i>acicularis</i> (Nyg.) V. Poljansk.	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–	–	–	–
<i>Rhabdoderma</i> Schmidle et Laut. sp.	–	–	–	+	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>Rh. lineare</i> Schmidle et Laut. em. Hollerb.	–	+	+	+	–	+	+	–	+	–	+	–	–	–	–
<i>Romeria gracilis</i> Koszw.	–	+	–	+	–	–	+	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>Snowella atomus</i> Komárek et Hindák	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+
<i>Synechocystis</i> Näg. sp.	+	+	+	+	–	+	+	–	+	+	–	–	–	–	+
<i>S. aquatilis</i> Sauv.	–	+	–	+	–	–	+	–	+	–	+	+	–	–	–
<i>Woronichinia naegeliana</i> (Ung.) Elenk. f. <i>naegeliana</i>	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	+	–	–	–	–
<i>Gloeotrichia echinulata</i> (J. S. Smith) P. Richt. (= <i>Rivularia echinulata</i> P. Richt.)	–	+	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Всего 50 таксонов, из них в водоеме/водотоке выявлено	10	19	10	21	3	16	17	9	12	10	23	13	5	4	9

Среди огромного количества видов (около 2000) цианобактерий, токсичными свойствами обладают лишь некоторые из них [15]. Сейчас известно около 40 видов потенциально токсиногенных цианобактерий [16]. По современным представлениям 40–50 % «цветений» являются токсичными [17].

Продуцирование токсинов в пресных водах наиболее часто связывают с доминированием в фитопланктоне представителей таких родов, как *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Nostoc* и *Aphanocapsa* [18]. В водоемах северо-западных регионов России, условия которых практически идентичны условиям Беларуси, обнаружено более 20 токсичных и потенциально токсичных видов преимущественно, цианобактерий, из которых 16 видов образуют сверхмассовое развитие. Половина из этих видов распространены в регионе повсеместно, в их числе *Microcystis aeruginosa*, *M. wesenbergii*, *Woronichinia naegeliana* (Ung.) Elenk. f. *naegeliana* (= *Coelosphaerium naegelianum* Ung.; = *Gomphosphaeria naegeliana* (Ung.) Lemm.), *Oscillatoria agardhii* (= *Planktothrix agardhii* (Gom.) Anagn. et Kom.), *Anabaena* (= *Dolichospermum*) *lemmermannii* P. Richt., *Aphanizomenon flos-aquae*, *A. flos-aquae* f. *klebahnii* Elenk. [17]. Часто во время «цветений» отмечают появление в воде гепатотоксинов, реже – нейротоксинов.

Токсины накапливаются в окружающей водной среде, аккумулируются в моллюсках, рыбе и других гидробионтах, далее передаются по трофической цепи наземным теплокровным животным и человеку. Отмечаются случаи отравления и смерти людей при употреблении в пищу рыбы из «цветущих» водоемов, следовательно, для предупреждения подобных фактов необходим контроль содержания цианотоксинов и в водоемах, использующихся в рекреационных целях и для рыболовства. Известны также отравления травоядных млекопитающих на водоеме при попадании в пищеварительный тракт, как фитопланктона, так и самой воды. У млекопитающих цианотоксины могут поражать печень (гепатотоксины) или нервную систему (нейротоксины). Опасность представляет загрязнение цианотоксинами источников водоснабжения и водозаборов. Попадание токсинов внутрь вместе с питьевой водой или продуктами обуславливает возникновение различных заболеваний человека, диких и домашних животных, а в ряде случаев – и летальный исход [19]. Отравление может произойти при купании человека во время «цветения» воды [20]. Анализ проб из 241 озера США выявил, что концентрация микроцистинов повышается с увеличением трофического статуса озер [21].

В составе фитопланктона исследованных водных экосистем Беларуси впервые выявлены цианобактерии (табл. 2) двух родов, содержащие гены синтеза микроцистина [2; 3]. Получено 65 последовательностей гена синтеза микроцистина *mcyE* из пяти водоемов и водотоков Беларуси. Все последовательности принадлежали цианобактериям рода *Microcystis*. В пробах из семи водных объектов (табл. 2), ПЦР-положительных на наличие гена синтеза сакситоксина, было получено 4 последовательности *sxtA*-гена, на 99 % сходных с последовательностями штаммов *Anabaena circinalis* (Kütz.) Hansg. f. *circinalis*, *A. planctonica*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Aph. gracile* lemm., *Aph. ovalisporum* Forti и *Anabaenopsis elenkinii* V. Miller f. *elenkinii*.

Отметим, что в момент исследований и отбора проб на ПЦР-анализ в водоеме массово вегетировала *Anabaena* (= *Dolichospermum*) *lemmermannii*. Однако пока нельзя сказать определенно, был ли этот вид носителем гена синтеза сакситоксина.

Т а б л и ц а 2

Сводная таблица по выявленным в 2012 г. цианотоксинам в водоемах и водотоках Беларуси

Table 2

The combined table of detected in 2012 cyanotoxins in water bodies and water courses of Belarus

Место отбора пробы	Дата	Соединение	ПЦР +
Озеро Лукомское, водоем-охладитель Лукомльской ГРЭС	24.05.2012	–	<i>mcyE</i> <i>sxtA</i>
Озеро Кромань	29.06.2012	<i>Aeruginosin</i> 606 <i>Aeruginosin</i> 98-A <i>Aeruginosin</i> 620 <i>Aeruginosin</i> 89 <i>Kasumigamide</i> C <i>Cyanopeptoline</i> A <i>MCYST-LR</i> <i>MCYST-RR</i> <i>MCYST-YR</i>	Проба от 27.07.12 <i>acrA</i> <i>mcyE</i>
Комсомольское озеро	05.07.2012	–	Нет пробы

Продолжение табл. 2

Continuation table 2

Место отбора пробы	Дата	Соединение	ПЦР +
Водохранилище Дрозды	05.07.2012	–	mcyE sxtA
Цнянское водохранилище	05.07.2012	–	Нет пробы
Заславльское водохранилище	05.07.2012	–	mcyE sxtA
Чижевское водохранилище	05.07.2012	–	Нет пробы
г. Несвиж, городской пруд 1	06.07.2012	Aeruginosin 606 Aeruginosin 98-A Aeruginosin 620 Kasumigamide C Aeruginosin 102 Anabaenopeptin B Anabaenopeptin E Anabaenopeptin F DemethylMCYST-RR* DemethylMCYST-YR**	mcyE aerA
г. Несвиж, городской пруд 2	12.07.2012	Aeruginosin 606 Aeruginosin 620	mcyE aerA
р. Виля	06.07.2012	Aeruginosin 606 Aeruginosin 98-A Aeruginosin 620 Kasumigamide C Aeruginosin 102 Anabaenopeptin B Anabaenopeptin E Anabaenopeptin F DemethylMCYST-RR* DemethylMCYST-YR**	mcyE-6 сиквенсов aerA
Цнянское водохранилище	25.07.2012	–	mcyE aerA
Заславское водохранилище	25.07.2012	–	mcyE sxtA
Водохранилище Дрозды	25.07.2012	–	mcyE-10 сиквенсов sxtA
Озеро Лукомское, водоем-охладитель Лукомльской ГРЭС	24.08.2012	Aeruginosin 606 Aeruginosin 98-A Aeruginosin 620 Kasumigamide C Aeruginosin 102 MCYST-LR MCYST-RR	mcyE aerA
Озеро Большие Швакшты	07.06.2012	Aeruginosin 606 Aeruginosin 98-A Aeruginosin 620 Kasumigamide C Aeruginosin 102 MCYST-LR MCYST-RR	mcyE aerA
Озеро Мястро	10.08.2012	–	mcyE sxtA
Озеро Нарочь	10.07.2012	–	mcyE sxtA
Озеро Нарочь	27.07.2012	–	sxtA

Окончание табл. 2

Ending table 2

Место отбора пробы	Дата	Соединение	ПЦР +
Озеро Большие Швакшты	05.07.2012	Aeruginosin 606 Anabaenopeptin B DemethylMCYST-LR MCYST-LR DemethylMCYST-RR MCYST-RR	Нет пробы
Водохранилище Дрозды	06.09.2012	Aeruginosin 606 Aeruginosin 98-A Aeruginosin 620 Aeruginosin 89 Kasumigamide C Cyanopeptoline 885 DemethylMCYST-LF MCYST-VF MCYST-LR MCYST-RR	mcyE-9 сиквенса aerA

Заключение

Видовой состав цианобактерий, зарегистрированных в изученных водоемах и водотоках республики (50 представителей), и степень их количественного развития в купальные сезоны 2012–2013 гг., несомненно, могут свидетельствовать о том, что многие из них чрезвычайно широко распространены до степени «цветения» в водоемах разной степени трофности (различаясь по биомассе от 0,1–0,5 мг/л в мезотрофном оз. Нарочь, 6–8 мг/л в эвтрофных озерах Кромань и Лукомское до 107 мг/л в гипертрофных прудах и более 1 г/л в Осиповичском водохранилище) и могут продуцировать токсические вещества, оказывать негативное влияние на гидробионтов, человека и качество воды в целом.

Установлено, что токсиногенные цианобактерии с высокой частотой встречаются в водоемах Беларуси. Анализ фитопланктона с помощью световой микроскопии показал, что во многих водоемах наблюдалось массовое развитие цианобактерий родов *Aphanocapsa*, *Anabaena* и *Microcystis*. Выявление в них с помощью сочетания молекулярно-биологических и аналитических методов в исследовании токсичных «цветений», использования генетических маркеров генов синтеза гепатотоксичного микроцистина, нодулярина и цилиндроспермозина, нейротоксичного сакситоксина можно считать впечатляющими результатами нашей работы. Частота токсичных «цветений» в изученных водоемах была очень высокой: 31 из 32 проб были ПЦР-положительными на ген синтеза микроцистина, 12 – на ген синтеза сакситоксина. На основании полученных молекулярно-филогенетических данных в большинстве проб, отобранных в черте г. Минска и в озерах из популярных санаторно-курортных зон страны (в 20 водоемах и водотоках), токсичными оказались представители родов *Microcystis* и *Anabaena*, способные к синтезу микроцистина. В воде методом ИФА детектированы высокие концентрации микроцистинов. В экстрактах фитопланктона наличие микроцистинов и сакситоксина в пробах было подтверждено аналитическими методами с помощью жидкостной хроматографии и масс-спектрометрии (ЖХ-МС и ВП-МАЛДИ). Обнаружено 8 типов микроцистинов и широкий спектр биологически активных веществ. В 7 водоемах обнаружены также гены синтеза сакситоксина и близкие ему варианты паралитических токсинов, такие как гониатоксины 5, 6, декарбамоилгониатоксин 2, декарбамоилсакситоксин и неосакситоксин.

Очевидно, что природоохранным органам, предприятиям, занимающимся водозабором и водоподготовкой, следует обратить внимание на эти результаты, которые говорят о необходимости введения мониторинга цианотоксинов хозяйственно важных водоемов Беларуси, т.к. хроническая интоксикация микроцистинами приводит к тяжелым последствиям для здоровья, а сакситоксины являются высокотоксичными паралитическими ядами.

Работа выполнена при поддержке гранта БРФФИ № Б12Р-028 от 15.04.2012 г.

Библиографические ссылки

1. Волошко ЛН, Плющ АВ, Титова НН. Токсины цианобактерий (cyanobacteria, cyanophyta). *Альгология*. 2008;1:3–20.
2. Михеева ТМ, Белых ОИ, Сорокикова ЕГ, Гладких АС, Потапов СА и др. «Цветение» воды в городских экосистемах реки Свислочь (Беларусь) и выявление потенциально токсичных цианобактерий. *Сахаровские чтения 2011 года: экологические*

проблемы XXI века: материалы 11-й международной научной конференции, 19–20 мая 2011 г., Минск. Кундас СП, Позняк СС (редакторы). Минск: МГЭУ им. А.Д. Сахарова, 2011. с.175–176.

3. Михеева ТМ, Бельх ОИ, Сороковикова ЕГ, Гладких АС, Потапов СА и др. Цианобактерии и цианотоксины в планктоне зарегулированных водохранилищ и на городском отрезке реки Свислочь (Беларусь). *Экологический вестник*. 2011;4(18):30–37.

4. Mikheyeva TM, Belykh OI, Sorokovikova EG, Gladkikh AS, Luk'yanova EV, Potapov SA, Tikhonova IV, Fedorova GA, Korneva ES, Kuzmin AV et al. Detection of microcystin-producing cyanobacteria in the Svisloch River, Belarus. *Baltic Coastal Zone*. 2012;16:131–146.

5. Бельх ОИ, Гладких АС, Сороковикова ЕГ и др. Микроцистин-продуцирующие цианобактерии в водоемах России, Беларуси и Украины. *Химия в интересах устойчивого развития*. 2013;21:363–378.

6. Михеева ТМ. Методы количественного учета нанофитопланктона (обзор). *Гидробиологический журнал*. 1989;25:4:3–21.

7. Belykh OI, Sorokovikova EG, Fedorova GA, Kaluzhnaya OV, Korneva ES, Sakirko MV, Sherbakova TA. Presence and genetic diversity of microcystin-producing cyanobacteria (*Anabaena* and *Microcystis*) in Lake Kotokel (Russia, Lake Baikal Region). *Hydrobiologia*. 2011;671:241–252.

8. Михеева ТМ, Митрахович ПА, Бельх ОИ, Сороковикова ЕГ, Самойленко ВМ, Ковалевская РЗ, Дубко НВ, Лукьянова ЕВ, Кузьмин АВ, Федорова ГА, Карташевич ЗК. Фитопланктон как индикатор изменения трофического статуса и качества воды озера Кромань, подвергнувшегося антропогенному воздействию. *Гидробиологический журнал*. 2018;54:4:68–81.

9. Mikheyeva TM, Mitrahovich PA, Belykh OI, Sorokovikova YeG, Samoylenko VM, Kovalevskaya RZ, Dubko NV, Lukyanova YeV, Kuzmin AV, Fedorova GA, Kartashevich ZK. Phytoplankton as the indicator of changes in the trophic status and water quality of Lake Kroman subjected to anthropogenic load. *Hydrobiological Journal*. 2018;54(6):64–77.

10. Михеева ТМ, Адамович БВ, Жукова ТВ, Савич ИВ, Бельх ОИ, Сороковикова ЕГ, Кузьмин АВ, Федорова ГА, Ковалевская РЗ, Селивончик ИН, Дубко НВ, Лукьянова ЕВ. Фитопланктон озера Большие Швакшты (Беларусь) при переходе экосистемы из макрофитного – слабоэвтрофного к фитопланктонному – гиперэвтрофному состоянию. *Сибирский экологический журнал*. 2018;6:661–676.

11. Mikheyeva TM, Adamovich BV, Zhukova TV, Savich IV, Belykh OI, Sorokovikova EG, Kuz'min AV, Fedorova GA, Kovalevskaya RZ, Selivonchik IN, Dubko NV and Luk'yanova EV. Phytoplankton of lake Bol'shie Shvakshty (Belarus) upon the transition of the ecosystem from a macrophyte – weakly eutrophic to a phytoplankton – hypereutrophic state. *Contemporary Problems of Ecology*. 2018;11:6:563–575.

12. Михеева ТМ. О нахождении *Anabaenopsis raciborskii* (Wolosz.) V. Miller в Белорусской ССР и некоторые заметки о роде *Anabaenopsis* (Wolosz.) V. Miller. *Типография Карлова университета. Серия Биология*. Прага, 1968. с.257–265.

13. Выявление токсичных цианобактерий в фитопланктоне крупнейших хозяйственно важных водоемов и водотоков России и Беларуси с оценкой их негативного влияния на качество воды. Отчет о научно-исследовательской работе. Договор с БРФФИ № Б12Р-028 от 15.04.2012, № гос. регистрации 20122473. Минск, 2014. 79 с.

14. Михеева ТМ, Лукьянова ЕВ. Планктонные цианопрокариоты в системе Нарочанских озер на разных этапах эволюции их трофического статуса. *Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды: Материалы III Международной научной конференции, 17–22 сентября 2007 г., Минск-Нарочь / Белорусский государственный университет; Михеева ТМ (составитель и редактор)*. Минск: Издательский центр БГУ, 2007;65–66.

15. Vincent WF. Cyanobacteria. In: Likens GE (ed.). *Encyclopedia of Inland Waters*. Oxford (UK): Elsevier, 2009;3:226–232.

16. Skulberg OM. Taxonomy of toxic *Cyanophyceae* (Cyanobacteria). *Algal toxins in seafood and drinking water*. London: Acad. Press, 1993. p. 145–164.

17. Белякова РН, Волошко ЛН, Гаврилова ОВ и др. *Водоросли, вызывающие «цветение» водоемов Северо-Запада России*. Москва, 2006. 367 с.

18. Havens KH. Chapter 33: Cyanobacteria blooms: effects on aquatic ecosystems. In: *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs. Advances in experimental medicine and biology*. 2008;619:733–747.

19. Сиренко ЛА, Козицкая ВН. Биологически активные вещества водорослей и качество воды. Киев, 1988. 256 с.

20. Орлов БН, Гелашвили ДБ, Ибрагимов АК. *Ядовитые животные и растения СССР: Справочное пособие для студентов вузов по специальности «Биология»*. Москва: Высшая школа, 1990. 272 с.

21. Graham JL, Jones JR, Jones SB et al. Environmental factors influencing microcystin distribution and concentration in the Midwestern United States. *Water Research*. 2004;38:4395–4404.

References

1. Woloshko LN, Pljushch AW, Titova NN. Toxins of cyanobacteria (Cyanobacteria, Cyanophyta). *Algologia*. 2008;1:3–20. Russian.
2. Mikheyeva TM, Belykh OI, Sorokovikova EG, Gladkikh AS, Potapov SA, etc. «Water bloom» in city's ecosystems of the River Svisloch (Belarus) and detection of the potential toxic of cyanobacteria. *Sakharovskije tchenija 2011 goda: ekologicheskije problemy XXI veka: materialy 11 mezhdunarodnoj nauchnoj konferencii, 19–20 maja 2011, Minsk* [Sakharov's studies of 2011: environmental problems of the Central Agricultural Institute of the century: materials of the 11th international scientific conference, 2011 May 19–20, Minsk] Kundasa SP, Pozniak SS (Eds.). Minsk: ISEU named after A. D. Sakharov, 2011. p.175–176. Russian.
3. Mikheyeva TM, Belykh OI, Sorokovikova EG, Gladkikh AS, Potapov SA, etc. Cyanobacteria and cyanotoxins in plankton of the regulated reservoirs and on the city's section of River Svisloch (Belarus). *Ekologicheskij Vestnik*. 2011;4(18):30–37. Russian.
4. Mikheyeva TM, Belykh OI, Sorokovikova EG, Gladkikh AS, Luk'yanova EV, Potapov SA, Tikhonova IV, Fedorova GA, Korneva ES, Kuzmin AV et al. Detection of microcystin-producing cyanobacteria in the Svisloch River, Belarus. *Baltic Coastal Zone*. 2012;16:131–146.
5. Belykh OI, Gladkikh AS, Sorokovikova EG, Potapov SA, etc. Microcystin-producing cyanobacteria in waterbodies of Russia, Belarus and Ukraine. *Chemistry for Sustainable Development*. 2013;21:363–378. Russian.
6. Mickheyeva T. M. Methods of quantitative accounting of nanophytoplankton (review). *Hydrobiological journal*. 1989;25:4:3–21. Russian.
7. Belykh OI, Sorokovikova EG, Fedorova GA, Kaluzhnaya OV, Korneva ES, Sakirko MV, Sherbakova TA. Presence and genetic diversity of microcystin-producing cyanobacteria (*Anabaena* and *Microcystis*) in Lake Kotokel (Russia, Lake Baikal Region). *Hydrobiologia*. 2011;671:241–252.

8. Mikheyeva T.M., Mitrahovitch P.A., Belykh O.I., Sorokovikova E.G., Samojlenko V.M., Kovalevskaja R.Z., Dubko N.V., Luk'janova E.V., Kuzmin A.V., Fedorova G.A., Kartashevich Z.K. *Fitoplankton kak indikator izmenenija trofitcheskogo statusa ikachestva vody ozera Kroman', podvergshegosja antropogennomu vozdejstviyu* [Phytoplankton as the indicator of changes in the trophic status and water quality of Lake Kroman subjected to anthropogenic load]. *Hydrobiological journal*. 2018;54:4:68–81. Russian.
9. Mikheyeva T.M., Mitrahovitch P.A., Belykh O.I., Sorokovikova Ye.G., Samoylenko V.M., Kovalevskaya R.Z., Dubko N.V., Lukyanova Ye.V., Kuzmin A.V., Fedorova G.A., Kartashevich Z.K. Phytoplankton as the indicator of changes in the trophic status and water quality of Lake Kroman subjected to anthropogenic load. *Hydrobiological Journal*. 2018;54(6):64–77.
10. Mikheyeva T.M., Adamovich B.V., Zhukova T.V., Savich I.V., Belykh O.I., Sorokovikova E.G., Kuz'min A.V., Fedorova G.A., Kovalevskaya R.Z., Selivonchik I.N., Dubko N.V., Luk'yanova E.V. *Fitoplankton ozera Bolshije Shvakshty (Belarus) pri perechode ekosistemy iz makrofitnogo– slaboevtrofnogo k fitoplanktonnomu – hiperevtrofnomu sostojaniju* [Phytoplankton of lake Bol'shie Shvakshty (Belarus) upon the transition of the ecosystem from a macrophyte – weakly eutrophic to a phytoplankton – hypereutrophic state]. *Sibirskij ekologicheskij zhurnal*, 2018;6:661–676. Russian.
11. Mikheyeva T.M., Adamovich B.V., Zhukova T.V., Savich I.V., Belykh O.I., Sorokovikova E.G., Kuz'min A.V., Fedorova G.A., Kovalevskaya R.Z., Selivonchik I.N., Dubko N.V. and Luk'yanova E.V. Phytoplankton of lake Bol'shie Shvakshty (Belarus) upon the transition of the ecosystem from a macrophyte – weakly eutrophic to a phytoplankton – hypereutrophic state. *Contemporary Problems of Ecology*. 2018;11:6:563–575.
12. Mikheyeva T. M. *O nakhozhdeniji Anabaenopsis raciborskii (Wolosz.) V. Miller v Belorusskoj SSR i nekotoryje zametki o rode Anabaenopsis (Wolosz.) V. Miller* [On the detection of *Anabaenopsis raciborskii* (Wolosz.) V. Miller in Belarus and some remarks about the genus *Anabaenopsis* (Wolosz.) V. Miller]. *Tr. Univerzita Karlova. Biology Series. Praha*. 1968. p. 257–265. Russian.
13. *Vyjavlenije toksichnykh cyanobakterij v fitoplanktone krupnejshikh khozjajstvenno-vazhnykh vodojemov i vodotokov Rossii i Belarusi s otsenкой ikh negativnogo vlijanija na kachestvo vody. Otchet o nauchno-issledovatel'skojrabote*. [The detection of toxic cyanobacteria in phytoplankton of the biggest economically important water bodies and watercourses of Russia and Belarus with assessment of their negative influence on water quality. Research report]. Agreement with the Belarusian Republican Foundation for Fundamental Research № B12P-028 of 2012 April 15. Reg. № 20122473.g. Minsk, 2014. 79 p. Russian.
14. Mikheyeva T.M., Luk'yanova E.V. *Planktonnyje cyanoprokarioty v sisteme Narotchanskikh ozer na raznykh etapakh evoljuziji ikh trofitcheskogo statusa* [Plankton cyanobacteria in the Naroch lakes system on the different stages of their trophic status evolution]. *Ozernyje ekosistemy: biologicheskije prozessy, antropogennaja transformacija, kachestvo vody: Materialy III Mezhdunarodnoj nauchnoj konferencii, 17–22 sentyabrya 2007, Minsk–Naroch* [Lake ecosystems: biological processes, anthropogenic transformation, water quality: Proceedings of the III International Scientific Conference, 2007 September 17–22, Minsk–Naroch]. Mikheyeva T.M. (Compilation and edition). Minsk: *Izdatelskij Centr BGU* = BSU Publishing Center, 2007. p. 65–66. Russian.
15. Vincent W.F. Cyanobacteria. In: Likens G.E. (ed.). *Encyclopedia of Inland Waters*. Oxford (UK): Elsevier, 2009;3:226–232.
16. Skulberg O. M. Taxonomy of toxic *Cyanophyceae* (Cyanobacteria). *Algal toxins in seafood and drinking water*. London: Academic Press/Elsevier, 1993. p. 145–164.
17. Beljakova R.N., Woloshko L.N., Gavrilova O.V., etc. *Vodorosli, vyzyvajushchije «Tsvetenie» vodojemov Severo-Zapada Rossii* [The algae causing of «water bloom» in waterbodies of the Russia North-West]. Moscow, 2006. 367 p. Russian.
18. Havens K.H. Chapter 33: Cyanobacteria blooms: effects on aquatic ecosystems. In: *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs. Advances in experimental medicine and biology*. 2008;619:733–747.
19. Sirenko L.A., Kozitskaja V.N. *Biologicheskii-aktivnyje veschestva vodoroslej i kachestvo vody* [Biological active substances of the algae and water quality]. Kiev, 1988. 256 p. Russian.
20. Orlov B.N., Helashvili D.B., Ibrahimov A.K. *Jadovityje zhivotnyje i rastenija SSSR. Spravotchnoje posobie dlja studentov vuzov po spezialnosti «Biologija»* [Poison animals and plants of USSR. A reference book for university students in the specialty “Biology”]. Moscow: Vyschaja shkola, 1990. 272 p. Russian.
21. Graham J.L., Jones J.R., Jones S.B. et al. Environmental factors influencing microcystin distribution and concentration in the Mid-western United States. *Water Research*. 2004;38:4395–4404.

РАДИОЛОГИЯ И РАДИОБИОЛОГИЯ, РАДИАЦИОННАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ

RADIOLOGY AND RADIOBIOLOGY, RADIATION SAFETY

УДК 621.039.76:628.1

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ СОДЕРЖАНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ПИТЬЕВОЙ ВОДЕ В ЗОНЕ НАБЛЮДЕНИЯ БЕЛОРУССКОЙ АЭС

**О. М. ЖУКОВА¹⁾, Е. В. НИКОЛАЕНКО¹⁾, С. И. СЫЧИК¹⁾,
В. В. КЛЯУС⁴⁾, Е. В. ДРОЗДОВА¹⁾, Н. Г. МАЦКО²⁾, Е. М. ТАНАНКО³⁾**

¹⁾Научно-практический центр гигиены,
ул. Академическая, 8, 220012, г. Минск, Беларусь

²⁾Республиканский центр гигиены, эпидемиологии и общественного здоровья,
ул. Казинца, 50, 220099, г. Минск, Беларусь

³⁾Гродненский областной центр гигиены, эпидемиологии и общественного здоровья,
пр. Космонавтов, 58, 230003, г. Гродно, Беларусь

Образец цитирования:

Жукова ОМ, Николаенко ЕВ, Сычик СИ, Кляус ВВ, Дроздова ЕВ, Мацко НГ, Тананко ЕМ. Результаты исследований содержания радионуклидов в питьевой воде в зоне наблюдения Белорусской АЭС. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2021;1:62–68.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2021-1-62-68>

For citation:

Zhukova OM, Nikalayenka AU, Sychyk SI, Kliaus VV, Drazdova AV, Matsko MG, Tananka YM. Results of investigation of radionuclides content in drinking water in the observation zone of the Belarusian NPP. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2021;1:62–68. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2021-1-62-68>

Авторы:

Ольга Митрофановна Жукова – кандидат технических наук, доцент, старший научный сотрудник лаборатории радиационной безопасности.

Елена Владимировна Николаенко – кандидат медицинских наук, старший научный сотрудник лаборатории радиационной безопасности.

Сергей Иванович Сычик – кандидат медицинских наук, доцент, директор республиканского унитарного предприятия «Научно-практический центр гигиены».

Виктория Вячеславовна Кляус – кандидат биологических наук, старший научный сотрудник лаборатории радиационной безопасности.

Елена Валентиновна Дроздова – кандидат медицинских наук, доцент, заместитель директора по научной работе.

Николай Геннадьевич Мацко – заведующим отделением радиационной гигиены и безопасности.

Евгений Михайлович Тананко – врач-гигиенист, заведующий отделением радиационной гигиены.

Authors:

Olga M. Zhukova, PhD (engineering), docent, senior researcher of radiation safety laboratory.

olga.zhukova.47@inbox.ru

Alena M. Nikalayenka, PhD (medicine), head of radiation safety laboratory.

nikolaenko67@gmail.com

Siarhey I. Sychyk, PhD (medicine), docent, director of RUE «Republican scientific practical centre of hygiene».

Viktoria V. Kliaus, PhD (biology), senior researcher of radiation safety laboratory.

vkliaus@gmail.com

Alena V. Drazdova, PhD (medicine), docent, deputy director for research.

Mikolaj G. Matsko, head of radiation hygiene and safety department.
3996536@mail.ru

Yauheni M. Tananka, hygienist, head of radiation hygiene department.

grodnose.org@mail.ru

В настоящей статье представлены результаты исследований содержания природных (^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{238}U) и техногенных (^{137}Cs , ^{90}Sr) радионуклидов в питьевой воде из источников централизованного (скважины) и децентрализованного (колодцы) водоснабжения в зоне наблюдения Белорусской АЭС, выполненных с 2016 по 2020 гг. в рамках проведения радиационно-гигиенического мониторинга на стадии строительства Белорусской АЭС.

Ключевые слова: радионуклиды; питьевая вода; Белорусская АЭС; зона наблюдения (ЗН); радиационно-гигиенический мониторинг (РГМ).

RESULTS OF INVESTIGATION OF RADIONUCLIDES CONTENT IN DRINKING WATER IN THE OBSERVATION ZONE OF THE BELARUSIAN NPP

O. M. ZHUKOVA^a, A. U. NIKALAYENKA^a, S. I. SYCHYK^a, V. V. KLIUS^a,
A. V. DRAZDOVA^a, M. G. MATSKO^b, Y. M. TANANKA^c

^aScientific practical centre of hygiene,

8 Akademičnaja Street, Minsk 220012, Belarus

^bRepublican center for hygiene, epidemiology and public health,

50 Kazintsa Street, Minsk 220099, Belarus

^cGrodno regional center for hygiene, epidemiology and public health,

58 Kosmonavtov Avenue, 230003 Hrodna, Belarus

Corresponding author: O. M. Zhukova (olga.zhukova.47@inbox.ru)

This article presents the results of studies of the content of natural (^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{238}U) and technogenic (^{137}Cs , ^{90}Sr) radionuclides in drinking water from centralized (wells) and decentralized (wells) water supply sources in the observation area of the Belarusian NPP, performed from 2016 to 2020 within the framework of radiation and hygienic monitoring at the stage of construction of the Belarusian NPP.

Keywords: radionuclides; drinking water; Belarusian NPP; observation area; radiation and hygienic monitoring.

Введение

В соответствии с Законом Республики Беларусь «О радиационной безопасности» от 18 июня 2019 г. № 198-З радиационно-гигиенический мониторинг – это сбор, анализ и оценка информации о состоянии здоровья персонала и населения в зависимости от радиационной и санитарно-эпидемиологической обстановки среды обитания человека, оценка доз и риска облучения для жизни и здоровья персонала и населения, разработка мероприятий, направленных на предупреждение, уменьшение и устранение неблагоприятного воздействия облучения на организм человека. РГМ проводится в рамках социально-гигиенического мониторинга Министерством здравоохранения в соответствии с законодательством в области санитарно-эпидемиологического благополучия населения [1].

Основной целью РГМ на этапе, предшествующем пуску АЭС в эксплуатацию, является оценка «фоновых» уровней радиоактивного загрязнения питьевой воды и продуктов питания, медико-демографических данных (демография, заболеваемость), определение параметров, характеризующих образ жизни и питание группы населения исследуемого региона.

Согласно Программе РГМ в ЗН Белорусской АЭС выполняется радиационный мониторинг питьевой воды, отобранной из колодцев и скважин, используемых населением в качестве источников питьевого водоснабжения. Основными контролируруемыми радиологическими параметрами является содержание природных и техногенных радионуклидов в питьевой воде. Природные радионуклиды присутствуют в источниках питьевого водоснабжения повсеместно. Присутствие техногенных радионуклидов в источниках питьевого водоснабжения в ЗН Белорусской АЭС обусловлено глобальными выпадениями вследствие испытаний ядерного оружия, а также «чернобыльскими» выпадениями.

В Республике Беларусь санитарными нормами и правилами «Требования к радиационной безопасности» установлено, что критерием оценки качества питьевой воды по радиационным показателям, является не превышение значений общей альфа- и бета-активности 0,5 и 1,0 Бк/л соответственно [2], что соответствует критериям принятым Всемирной организацией здравоохранения [3]. Потребление питьевой воды считается безопасным при непревышении референтных уровней отдельных радионуклидов, приведенных в ГН «Критерии оценки радиационного воздействия» [4]. Содержание радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr

в питьевой воде регулируется в том числе гигиеническим нормативом 10-117-99 «Республиканские допустимые уровни содержания радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в пищевых продуктах и питьевой воде (РДУ-99)» и не должно превышать 10 Бк/л и 0,37 Бк/л соответственно [5].

Результаты определения «фоновых» уровней радиоактивного загрязнения питьевой воды после ввода АЭС в эксплуатацию используются для сравнительной оценки влияния на население сбросов и выбросов радиоактивных веществ при нормальной эксплуатации и в случае возникновения аварии на АЭС.

Цель работы – определить «фоновые» уровни содержания природных (^{228}Ra , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{238}U) и техногенных (^{137}Cs , ^{90}Sr) радионуклидов в централизованных (артезианские скважины) и децентрализованных (колодцы) источниках питьевого водоснабжения в ЗН Белорусской АЭС.

Материалы и методы исследования

С 2016 по 2020 гг. «фоновые» уровни содержания радионуклидов в питьевой воде в ЗН Белорусской АЭС определялись Республиканским унитарным предприятием «Научно-практический центр гигиены» (далее – государственное предприятие «НПЦГ») и Государственным учреждением «Республиканский центр гигиены, эпидемиологии и общественного здоровья» (далее – ГУ «РЦГЭ и ОЗ»).

Государственное предприятие «НПЦГ» в рамках РГМ за период наблюдений 2017–2019 гг. и в 2020 г. исследовало 285 проб питьевой воды в 15 реперных населенных пунктах ЗН Белорусской АЭС: 115 проб питьевой воды из артезианских скважин и 170 проб воды из шахтных колодцев.

В зависимости от основного источника питьевого водоснабжения населения в ЗН были выбраны места отбора питьевой воды (пункты наблюдений) – скважины общественного водоснабжения и колодцы. Отбор проб питьевой воды проводился в 15 реперных населенных пунктах Островецкого района Гродненской области, входящих в зону наблюдения Белорусской АЭС: Подольцы, Михалишки, Ольховка, Маркуны, Чехи, Гервяты, Гоза, Ворняны, Ворона, Рытань, Тракеники, Бобровники (рис. 1). В 11 реперных населенных пунктах имеется центральное водоснабжение, но в 4 населенных пунктах (д. Маркуны, д. Нидаыны, д. Мужилы и д. Литвяны) отсутствует такой источник водоснабжения. В зависимости от основного источника питьевого водоснабжения в населенном пункте приоритет отдавался артезианским скважинам общественного водоснабжения или колодцам.

Измерения суммарной альфа- и бета-активности, ^{137}Cs , ^{90}Sr и других радионуклидов в пробах питьевой воды проводились аккредитованными лабораториями. В пробах воды, где были зафиксированы превышения удельной суммарной бета- или альфа-активности лабораториями БелГИМ дополнительно выполнялось определение объемной активности природных радионуклидов. В 2018–2019 гг. в 23 пробах питьевой воды из скважин и колодцев измерено содержание трития.

В качестве средств измерений при проведении радиационного мониторинга питьевой воды использовались: гамма-бета-спектрометры со стинтилляционными детекторами типа МКС-АТ1315 и гамма-радиометры типа РКГ-АТ1320 (УП «Атомтех»); гамма-спектрометры с детекторами из особо чистого германия фирм CANBERRA, ORTEC, AMITEC; комплекс «ПРОГРЕСС»; альфа-бета-радиометры типа УМФ-2000, фирма «ДОЗА».

ГУ «РЦГЭиОЗ» проводил мониторинг питьевой воды в 8 контрольных населенных пунктов непосредственно в ЗН Белорусской АЭС; 2 контрольных населенных пунктах в Островецком (г. Островец, аг. Мали) и 1 контрольном населенном пункте (аг. Краковка) в Ошмянском районах. За весь период наблюдений в 2016–2020 гг. в 287 пробах питьевой воды определено содержание ^{137}Cs , ^{90}Sr ; суммарная α -, β -активность определена в 287 пробах питьевой воды, из них взяты в скважинах – 113 проб, в шахтных колодцах – 174 пробы. До 01.07.2018 г. включительно измерения проводились на базе отделения радиологических исследований лабораторного отдела Государственного учреждения «Гродненский областной центр гигиены, эпидемиологии и общественного здоровья» (далее – «ГрОблЦГЭиОЗ»).

С августа 2018 г. доставка и измерение проб проводятся на базе санитарно-гигиенической лаборатории ГУ «РЦГЭиОЗ» с использованием низкофонового полупроводникового гамма-спектрометра высокого разрешения.

Результаты и их обсуждение

В результате определения содержания радионуклидов в питьевой воде в ЗН Белорусской АЭС, проведенных государственным предприятием «НПЦГ» в 2017–2020 гг. установлено, что в пробах воды из централизованных источников водоснабжения содержание ^{137}Cs не превышало МДА метода, содержание ^{90}Sr в большинстве проб воды также не превышало МДА метода, лишь в 4 пробах воды, отобранных из скважин в деревнях Рытань, Подольцы, Чехи и Бобровники в 2017 и 2020 гг., находилось в пределах от 0,004 до 0,009 Бк/л. В пробах воды из колодцев объемная активность ^{137}Cs и ^{90}Sr практически во всех

пробах не превышала значений МДА метода, за исключением воды из колодца в д. Герваты в 2017 г., где содержание ^{137}Cs составило 0,17 Бк/л.

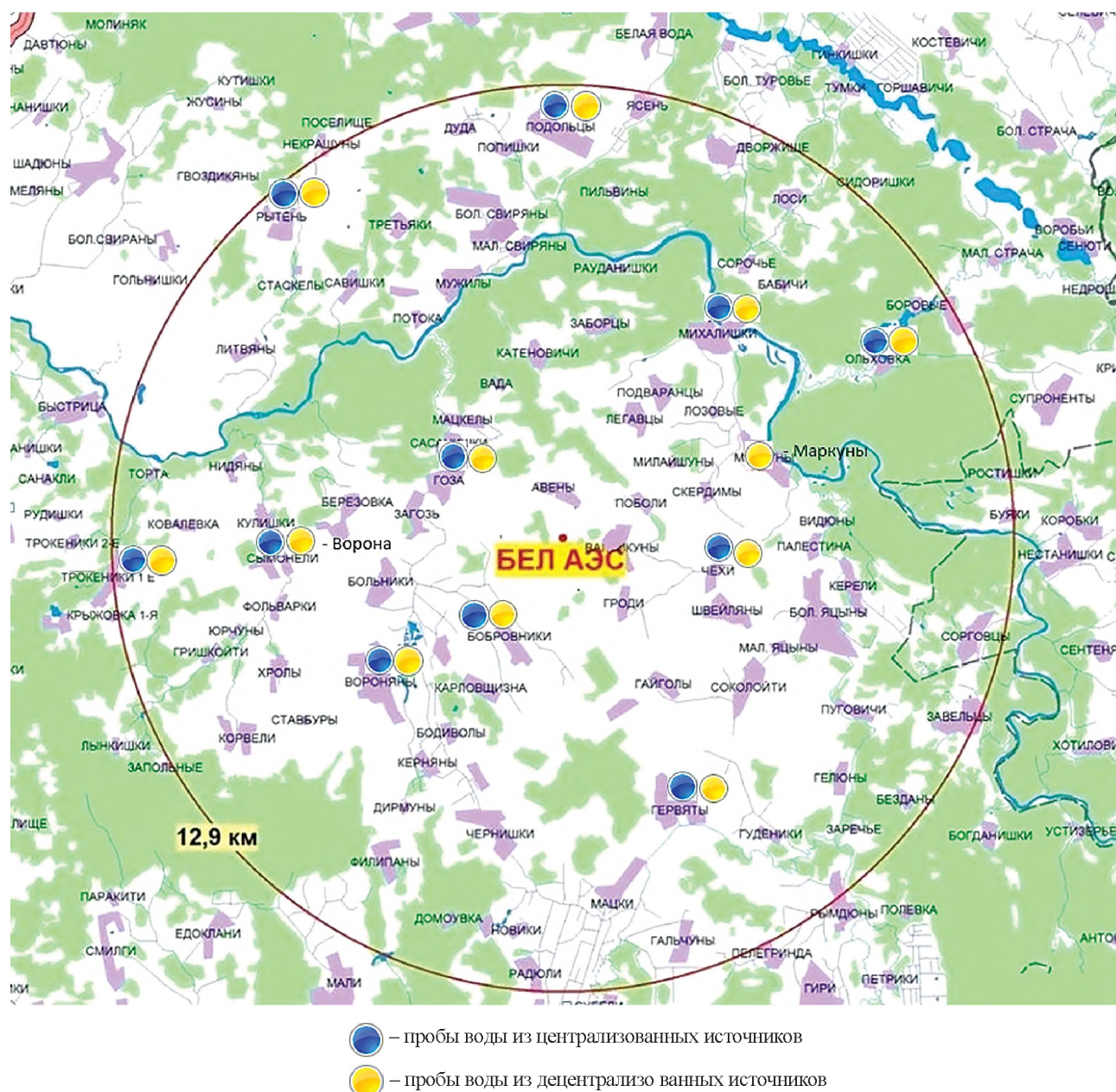


Рис. 1. Реперные НП, где проводится РГМ питьевой воды

Fig. 1. Monitoring of drinking water in the control localities

Результаты измерений объемной суммарной альфа- и бета-активности в пробах воды из централизованных и децентрализованных источников за 2017–2020 гг. (диапазон от минимального до максимального значения) приведены в табл. 1 и 2 соответственно.

В результате определения содержания радионуклидов в питьевой воде в ЗН Белорусской АЭС, проведенных ГУ «РЦГЭиОЗ» в 2017–2020 гг. установлено, что в централизованных источниках водоснабжения объемная активность ^{137}Cs находилась в диапазоне от $<0,5$ до $1,35$ Бк/л, ^{90}Sr $<0,1$ Бк/л; суммарная α -активность от $0,012$ до $0,089$ Бк/л; суммарная β -активность от $0,0159$ до $0,23$ Бк/л. В аг. Мали (Островский район) объемная активность ^{137}Cs составила от $<0,4$ до $0,77$ Бк/л, а ^{90}Sr $<0,1$ Бк/л; суммарная α -активность – от $0,023$ до $0,03$ Бк/л; суммарная β -активность – от $0,005$ до $0,18$ Бк/л. В аг. Краковка (Ошмянский район) объемная активность ^{137}Cs составила от $<0,4$ до $0,64$ Бк/л, а ^{90}Sr $<0,1$ Бк/л; суммарная α -активность – от $0,021$ до $0,05$ Бк/л; суммарная β -активность – от $0,012$ до $0,14$ Бк/л.

Таблица 1

Результаты измерений объемной суммарной α - и β -активности
в пробах воды из централизованных источников в 2017–2020 гг.

Table 1

The results of measurements of the volumetric total alpha and beta activity in water samples from artesian sources in 2017–2020

№ п/п	НП	Пункт наблюдения	Дата отбора	Суммарная активность, Бк/л (дм ³)*	
				α	β
1	Ворняны	скважина №1 (ясли-сад – СШ)	07.06.2017–08.09.2020	<0,01–0,37	<0,1–0,1
		скважина №2 (КСУП «Ворняны»)	07.06.2017–08.09.2020	<0,01–0,27	<0,1–0,14
2	Ворона	скважина №1 (детский сад – начальная школа)	07.06.2017–08.09.2020	<0,01–0,25	<0,1–0,29
3	Гервяты	скважина №1 (СШ)	07.06.2017–23.09.2020	0,025–0,975**	<0,1–0,16
		скважина №2 (Костел Пресвятой Троицы)	07.06.2017–23.09.2020	<0,02*–0,42	<0,1–0,14
		скважина №3 (МКЦ)	15.05.2018	0,2	<0,1
4	Гоза	скважина №1 (ул. Лесная, 40а)	07.07.2017–23.09.2020	<0,01–0,28	<0,1–0,22
5	Бобровники	скважина №1 (д. 25)	12.10.2017–23.09.2020	<0,01–0,61**	<0,1–0,38
6	Трокеники-1	скважина №1 (лесничество)	07.06.2017–08.09.2020	0,013–0,18	<0,1–0,14
7	Михалишки	скважина №1 (СШ)	07.06.2017–16.09.2020	0,03–0,18	<0,1
		скважина №2 (кафе «Вилия»)	07.06.2017–16.09.2020	0,015–0,17	<0,1–0,226
8	Чехи	скважина №1 (ул. Центральная, 7)	07.07.2017–23.09.2020	<0,01–0,096	<0,1–0,2
9	Рытань	скважина №1 (детский сад – СШ)	07.06.2017–16.09.2020	<0,01–0,194	<0,1–0,38
10	Подольцы	скважина №1 (детский сад – СШ)	07.06.2017–16.09.2020	<0,01–0,019	<0,1–0,36
11	Ольховка	скважина №1 (детский сад)	07.06.2017–16.09.2020	0,02–0,24	<0,1–0,24

Примечание. * – измерения проведены специалистами БелГИМ; ** – не соответствуют требованиям санитарных норм и правил от 28.12.2012 № 213 «Требования к радиационной безопасности» и Гигиеническим нормативам «Критерии оценки радиационной воздействия».

В питьевой воде источников децентрализованного водоснабжения (колодцах) в ЗН Белорусской АЭС объемная активность ^{137}Cs находилась в пределах от <0,3 до 1,58 Бк/л, ^{90}Sr <0,1 Бк/л; суммарная α -активность – от 0,007 до 0,11 Бк/л; суммарная β -активность – от 0,006 до 2,44 Бк/л. В аг. Мали объемная активность ^{137}Cs находилась в диапазоне от <0,4 до 1,05 Бк/л, ^{90}Sr <0,1 Бк/л; суммарная α -активность: от 0,0087 до 0,01 Бк/л, суммарная β -активность: от 0,0283 до 1,09 Бк/л. В аг. Краковка объемная активность ^{137}Cs : от <0,25 до 0,74 Бк/л, а Sr-90 : <0,1 Бк/л; суммарная α -активность: от 0,087 до 0,058 Бк/л, суммарная β -активность: от 0,06 до 1,95 Бк/л.

В 8 населенных пунктах (деревни Ворняны, Гервяты, Михалишки, Ольховка, Рытань, Мужилы, Литвяны, Нидяны) были зафиксированы превышения нормативов объемной суммарной бета-активности в питьевой воде в 1,1–3,4 раза. При определении природных радионуклидов в пробах питьевой воды превышения норматива по объемной суммарной бета-активности были подтверждены только в 6 населенных пунктах (деревни Ворняны, Гервяты, Михалишки, Рытань, Литвяны, Нидяны). Максимальное значение объемной суммарной бета-активности в пробах питьевой воды составило 3,02 Бк/л.

Превышения нормативов объемной суммарной бета-активности в пробах питьевой воды обусловлено повышенным содержанием природного ^{40}K (от 1,15 до 4,10 Бк/л), содержание которого в питьевой воде не нормируется. Содержание радионуклидов природного происхождения (^{40}K , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{232}Th , ^{238}U) в питьевой воде не превысили референтных уровней, установленных приложением 9 Гигиенического норматива «Критерии оценки радиационного воздействия» [4] и составили:

^{40}K – (0,1–4,1) Бк/л;

^{210}Po – (0,001–0,007) Бк/л;

^{210}Pb – (0,008–0,009) Бк/л;

^{226}Ra – (0,02–0,08) Бк/л;

^{228}Ra – (0,02–0,07) Бк/л;

^{232}Th – <0,02 Бк/л;

^{238}U – (0,024–0,06) Бк/л.

Таблица 2

Результаты измерений объемной суммарной альфа- и бета-активности
в пробах воды из децентрализованных источников за 2017–2020 гг.

Table 2

The results of measurements of the volumetric total alpha and beta activity in water samples from draw-wells in 2017–2020

№ п/п	Место отбора (НП)	Пункт наблюдений	Дата отбора	Значение МД, мкЗв/ч	Суммарная активность, Бк/л (Бк/дм ³)	
					α	β
1	Ворона	колодец (ул. Полоцкая, д.32)	06.2017–09.2020	0,05–0,09	<0,01–0,2	<0,10–3,7
2	Гоза	колодец (напротив ФАП)	06.2017–23.09.2020	0,06–0,09	<0,01–0,12	<0,1–0,27
		колодец (ФАП)	07.07.2017–23.09.2020	0,04–0,08	0,035–0,11	<0,1–0,19
3	Бобровники	колодец (д. 23)	07.06.2017–23.09.2020	0,05–0,10	<0,2**	<0,1**–0,17
4	Ворняны	колодец (ул. Советская, д. 70)	08.11.2017–08.09.2020	0,05–0,09	<0,01–1,18***	0,12–2,08***
		колодец (д. 77)	08.11.2017–08.09.2020	0,05–0,09	<0,01–0,12	от 0,13–1,62***
5	Гервяты	колодец (около Костела Пресвятой Троицы)	07.06.2017–23.09.2020	0,05–0,09	<0,01–0,55*	0,867–3,43*
		колодец (д. 69)	07.07.2017–23.09.2020	0,05–0,09	<0,01–0,4	<0,1–2,11*
6	Маркуны	колодец (д. 3)	07.06.2017–16.09.2020	0,05–0,09	0,017–0,36	0,37–0,99
		колодец, д. 2	16.05.2019–16.09.2020	0,05–0,08	0,06–0,26	0,2–0,27
7	Михалишки	колодец (ул. Победы, д. 18)	07.06.2017–16.09.2020	0,05–0,09	<0,01–0,73*	0,62–1,1*
		колодец (ул. Победы, д. 6)	01.11.2018–16.09.2020	0,05–0,08	<0,01–0,74*	0,96–2,2*
8	Трокеники-1	колодец (ул. Центральная, д. 23)	12.10.2017–08.09.2020	0,05–0,09	<0,01–0,49	0,23–0,64
9	Чехи	колодец (ул. Центральная, д. 1)	07.06.2017–23.09.2020	0,05–0,09	0,013–2,42*	<0,1–0,96
		колодец (ул. Центральная, д. 7)	07.07.2017–23.09.2020	0,05–0,09	<0,01–0,248	<0,1–0,76
10	Ольховка	колодец (ул. Школьная, 1/2)	08.11.2017–16.09.2020	0,05–0,10	<0,02**–0,28	<0,1–2,54*
11	Рытань	колодец (д. 4)	08.11.2017–16.09.2020	0,04–0,10	<0,01–0,26	<0,1–1,99*
12	Подольцы	колодец (ул. Заречная, д. 1)	08.11.2017–16.09.2020	0,05–0,09	0,018–0,15	<0,1–0,68
13	Мужилы	колодец, д.2	27.11.2018–16.09.2020	0,04–0,10	0,68*	0,14**–1,680*
14	Литвяны	колодец, д. 23	27.11.2018–16.09.2020	0,05–0,08	0,011–0,23	0,21–1,130*
		колодец, 46	27.11.2018–16.09.2020	0,05–0,1	<0,02**–0,12	<0,1–0,9
15	Нидяны	колодец, д. 4	27.11.2018–08.09.2020	0,05–0,08	0,033–0,25	<0,1–1,08*
		колодец, д. 7	27.11.2018–08.09.2020	0,05–0,08	<0,01–0,376	<0,1–1,81*

Примечание. * – значения объемной суммарной альфа- и бета-активности, не соответствующие требованиям санитарных норм и правил от 28.12.2012 № 213 «Требования к радиационной безопасности» и Гигиеническим нормативам «Критерии оценки радиационной воздействия»; ** – анализ проб выполнен БелГИМ

Установлено, что в 2018–2020 гг. в пробах воды из колодцев содержание трития находилось в пределах от 1,76 до 9,73 Бк/л, в скважинах – от 2,45 Бк/л до 9,53 Бк/л, объемная активность этого радионуклида не превышает норматив – референтный уровень 10 000 Бк/л, установленный приложением 9 Гигиенического норматива «Критерии оценки радиационного воздействия» [4].

Заключение

В результате исследований проб питьевой воды из источников централизованного и децентрализованного водоснабжения, проведенных с 2016 по 2020 гг. в реперных населенных пунктах, находящихся в ЗН Белорусской АЭС и контрольных населенных пунктах, установлено, что содержание радионуклидов природного происхождения (^{40}K , ^{210}Po , ^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{232}Th , ^{238}U) и трития не превышают референтных

уровней, установленных приложением 9 Гигиенического норматива «Критерии оценки радиационного воздействия» [4], а содержание техногенных радионуклидов (^{137}Cs и ^{90}Sr) – не превышает допустимых уровней, установленных в ГН 10-117-99 «Республиканские допустимые уровни содержания радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в пищевых продуктах и питьевой воде (РДУ-99)» [5].

Все пробы питьевой воды по значениям объемной суммарной альфа- и бета-активности, активности ^{137}Cs и ^{90}Sr соответствуют требованиям санитарных норм и правил «Требования к радиационной безопасности» и гигиенического норматива «Критерии оценки радиационного воздействия», утвержденных постановлением Министерства здравоохранения Республики Беларусь от 28.12.2012 г. № 213.

Существенных различий в содержании природных и техногенных радионуклидов в пробах, отобранных в ЗН Белорусской АЭС и контрольных населенных пунктах (аг. Мали в Островецком районе и аг. Кравковка в Ошмянском районе) не установлено.

Значимых различий между результатами исследований, полученных государственным предприятием «НПЦГ», отделением радиологических исследований ГУ «ГродОблЦГЭиОЗ» и санитарно-гигиенической лабораторией ГУ «РЦГЭиОЗ», не установлено.

На основании полученных результатов подготовлены рекомендации эксплуатирующей организации по продолжению проведения РГМ в ЗН при эксплуатации Белорусской АЭС, в части касающейся наблюдений за радиоактивным загрязнением питьевой воды в выбранных контрольных точках в реперных населенных пунктах. В период эксплуатации Белорусской АЭС перечень измеряемых радионуклидов в рамках РГМ должен быть расширен с учетом нормируемых радионуклидов в выбросах и сбросах АЭС. Перечень наблюдаемых параметров и объектов мониторинга должны устанавливаться с учетом программы радиационного мониторинга, выполняемого Белорусской АЭС, а результаты мониторинга сравниваться с результатами мониторинга за предыдущие годы эксплуатации станции, данными о «фоновых уровнях» радиоактивного загрязнения и действующими нормативами.

Библиографические ссылки

1. Закон Республики Беларусь от 18 июня 2019 г. № 198-З «О радиационной безопасности». [Интернет; процитировано 20 ноября 2020 г]. Доступно по: https://pravo.by/upload/docs/op/H11900198_1561496400.pdf.
2. *Требования к радиационной безопасности: санитарные нормы и правила. Утверждены постановлением Министерства здравоохранения Республики Беларусь от 28 декабря 2012 г. № 213.* Радиационная гигиена: сборник нормативных документов. Минск: РЦГЭиОЗ, 2013. с. 6–34.
3. Guidelines for drinking water quality. 4th edition. Geneva: WHO; 2017. 564 p.
4. Критерии оценки радиационного воздействия: гигиенический норматив. Утвержден постановлением Министерства здравоохранения Республики Беларусь от 28 декабря 2012 г. № 213. Радиационная гигиена: сборник нормативных документов. Минск, 2015;4:34–167.
5. *ГН 10-117-99. Республиканские допустимые уровни содержания радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в пищевых продуктах и питьевой воде (РДУ-99): гигиенический норматив.* Утвержден Главным государственным санитарным врачом Республики Беларусь 26 апреля 1999 г. № 16; взамен РДУ-96. Сборник нормативных, методических, организационно-распорядительных документов Республики Беларусь в области радиационного контроля и безопасности. Гомель; 2005. с. 258–260.

References

1. Law of the Republic of Belarus of 2019 June 18 № 198-3 «On radiation safety». [Internet; cited 2020 November 20]. Available from: https://pravo.by/upload/docs/op/H11900198_1561496400.pdf.
2. *Trebovaniya k radiatsionnoy bezopasnosti: sanitarnyye normy i pravila. Uverzhdeny postanovleniyem Ministerstva zdravookhraneniya Respubliki Belarus' ot 28 dekabrya 2012 g. № 213* [Radiation safety requirements: sanitary norms and rules. Approved by the decree of the Ministry of Health of the Republic of Belarus of 2012 December 28 № 213. Radiation hygiene: collection of normative documents. Minsk: Republican center for hygiene, epidemiology and public health, 2013. p. 6–34.]. Russian.
3. Guidelines for drinking water quality. 4th edition. Geneva: WHO; 2017. 564 p.
4. Radiation impact assessment criteria: hygiene standard. Approved by the decree of the Ministry of Health of the Republic of Belarus of 2012 December 28 № 213. *Radiatsionnaya gihiena* [Radiation hygiene]: collection of normative documents. Minsk, 2015;4:34–167. Russian.
5. *GN 10-117-99. Respublikanskiye dopustimyye urovni soderzhaniya radionuklidov tseziya-137 i strontsiya-90 v pishchevykh produktakh i pit'yevoy vode (RDU-99): gihiyenicheskiy normativ.* [Republican permissible levels of radionuclides of cesium-137 and strontium-90 radionuclides in food and drinking water (RPL-99): hygiene standard. Approved by the Chief State Sanitary Doctor of the Republic of Belarus of 1999 April 26 № 16. Collection of regulatory, methodological, organizational and administrative documents of the Republic of Belarus in the field of radiation control and safety. Gomel; 2005. p. 258–260]. Russian.

Статья поступила в редакцию 10.02.2021.
Received by editorial board 10.02.2021.

УДК 574.21:582.29:631.438.2

АККУМУЛЯЦИЯ ^{137}Cs ЛИШАЙНИКОМ *HYPOGYMNIA PHYSODES* (НА ПРИМЕРЕ ГОМЕЛЬСКОЙ ОБЛАСТИ)

В. Н. СЕГЛИН¹⁾, О. М. ХРАМЧЕНКОВА²⁾, А. А. ДВОРНИК¹⁾

¹⁾Институт радиобиологии Национальной академии наук Беларуси,
ул. Федюнинского, 4, 246007, г. Гомель, Беларусь

²⁾Гомельский государственный университет имени Франциска Скорины,
ул. Советская, 108, 246019, г. Гомель, Беларусь

В работе представлены результаты определения содержания ^{137}Cs в биомассе лишайника *Hypogymnia physodes*, произрастающего в сосновых лесах на территории Гомельской области с различными уровнями радиоактивного загрязнения. Исследования проводились как на условно чистых, так и радиоактивно загрязненных территориях с плотностью загрязнения почвы ^{137}Cs от 37 до 1488 кБк/м². Показана высокая аккумулирующая способность *Hypogymnia physodes* в отношении ^{137}Cs , а также рост концентрации радионуклида в биомассе лишайников с увеличением плотности загрязнения почвы. Отмечены различия в накоплении ^{137}Cs лишайником *Hypogymnia physodes*, произрастающем в разновозрастных сосновых насаждениях. Наименьшие концентрации ^{137}Cs отмечены в образцах, произрастающих в спелых сосняках, при этом талломы, отобранные в молодых сосновых насаждениях, содержат значительные количества радионуклида.

Ключевые слова: эпифитный лишайник; радионуклиды; биомонитор; биоаккумуляция; сосновые насаждения.

ACCUMULATION OF ^{137}Cs BY LICHEN *HYPOGYMNIA PHYSODES* (ON THE EXAMPLE OF THE GOMEL REGION)

V. N. SEGLIN^a, O. M. HRAMCHENKOVA^b, A. A. DVORNIK^a

^aInstitute of Radiobiology, National Academy of Sciences of Belarus,
4 Fiadziuminskaya Street, 246007 Gomel, Belarus

^bFrancisk Skorina Gomel State University,
108 Saveckaja Street, 246028 Gomel, Belarus
Corresponding author: V. N. Seglin (seglinv@mail.ru)

Образец цитирования:

Сеглин В.Н., Храмченкова О.М., Дворник А.А. Аккумуляция ^{137}Cs лишайником *Hypogymnia physodes* (на примере Гомельской области). Журнал Белорусского государственного университета. Экология. 2021;1:69–76.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2021-1-69-76>

For citation:

Seglin VN, Hramchenkova OM, Dvornik AA. Accumulation of ^{137}Cs by lichen *Hypogymnia physodes* (on the example of the Gomel region). Journal of the Belarusian State University. Ecology. 2021;1:69–76. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2021-1-69-76>

Авторы:

Вероника Николаевна Сеглин – аспирант, младший научный сотрудник лаборатории моделирования и минимизации антропогенных рисков.
Ольга Михайловна Храмченкова – кандидат биологических наук, доцент; доцент кафедры ботаники и физиологии растений биологического факультета.
Александр Александрович Дворник – кандидат биологических наук, заведующий лабораторией моделирования и минимизации антропогенных рисков.

Authors:

Veronika N. Seglin, postgraduate student, junior researcher at laboratory of modeling and anthropogenic risks minimization.
seglinv@mail.ru
Olga M. Hramchenkova, PhD (biology), docent; docent of the department of botany and physiology of plants, faculty of biology.
hramchenkova@gsu.by
Aliaksandr A. Dvornik, PhD (environmental sciences), head of laboratory of modeling and anthropogenic risks minimization.
aadvornik@gmail.com

The paper presents the results of determining the ^{137}Cs content in the biomass of the lichen *Hypogymnia physodes*, which growing in pine forests on the territory of the Gomel region with various levels of radioactive contamination. The research was carried out both in conditionally clean and radioactively contaminated areas with ^{137}Cs soil contamination density from 37 to 1488 kBq m⁻². The high accumulating capacity of the lichen *Hypogymnia physodes* in relation to ^{137}Cs was shown, as well as an increase in the concentration of the radionuclide in the lichens biomass with an increase in the density of soil contamination. Differences in ^{137}Cs accumulation by the lichen *Hypogymnia physodes*, growing in uneven-aged pine stands, were noted. The lowest concentrations of ^{137}Cs were noted in the samples growing in mature pine forests, while thalli sampled from young pine stands contain significant amounts of the radionuclide.

Keywords: epiphytic lichen; radionuclides; biomonitor; bioaccumulation; pine stands.

Введение

На протяжении многих десятилетий лишайники используются для оценки радиоактивного загрязнения окружающей среды как во времени, так и в пространстве [1–3]. Специфическая биохимия лишайников, их анатомо-физиологические особенности, атмосферная стратегия питания, обуславливают высокую поглотельную способность этих симбиотических организмов в отношении тяжелых металлов, радионуклидов, долгоживущей пестицидной органики, а также длительное закрепление поллютантов в талломах [4–6].

Значительное увеличение содержания долгоживущих радионуклидов в слоевищах лишайников отмечалось после аварии на Чернобыльской АЭС – лишайники были успешно испытаны в некоторых европейских странах в качестве инструмента для оценки кумулятивных выпадений долгоживущих радионуклидов [7; 8]. Авария 2011 года на ядерном реакторе на АЭС «Фукусима-1» в Японии вызвала новую волну исследований способности лишайников поглощения и удержания радионуклидов, как «фоновых», так и вновь выпадающих [4; 9]. Видами, обычно используемыми для таких исследований, были *Cladonia* spp., *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl., *Cetraria islandica* (L.) Ach., *Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf, *Parmelia sulcata* Taylor, *Umbilicaria* spp. и др. [10–13].

Поглощая радиоактивные вещества, поступающие с атмосферными выпадениями (пыль, аэрозольные частицы, жидкие и твердые атмосферные осадки), лишайники отражают сумму нахождения радионуклида в воздухе и осадках за весь период существования талломов [5]. Известно, что диапазон варьирования удельной активности биомассы лишайников связан с особенностями их анатомо-морфологического строения, возрастной неоднородностью лихеносинусий, величинами аэральных радиоактивных выпадений, плотностью проективного покрытия лихеносообществ, распределением радионуклидов в слоевищах, а также с разнообразием экологических условий обитания данных организмов [14; 15]. В ряде исследований отмечается, что наиболее активно, в сравнении с другими радионуклидами, лишайники аккумулируют ^{137}Cs , поскольку радиоактивный цезий прочнее удерживается в тканях растений [16]. Преимущественное накопление лишайниками радиоцезия в зоне воздействия аварии на ЧАЭС связано также со спецификой состава чернобыльских выпадений [17].

Для радиоэкологического мониторинга состояния атмосферы предпочтительней использовать эпифитные лишайники, поскольку они являются наиболее чувствительными к ряду поллютантов и позволяют обнаруживать присутствие небольших количеств радионуклидов, тяжелых металлов и других загрязняющих веществ в атмосферных выпадениях. На территории Беларуси распространенным видом, произрастающим на стволах и ветвях сосен во всех климатических зонах, является эпифитный лишайник *Hypogymnia physodes* [18; 19]. Благодаря широкому распространению данный вид лишайника может быть использован как наиболее подходящий для радиоэкологической индикации.

Целью данного исследования явилось определение содержания ^{137}Cs в биомассе листоватого эпифитного лишайника *Hypogymnia physodes* на территории Гомельской области и анализ факторов, влияющих на поступление и накопление нуклида в биомассе данных организмов.

Материалы и методы

Исследования проводились на территории Гомельского государственного производственного лесохозяйственного объединения (ГПЛХО) и на территории Полесского государственного радиационно-экологического заповедника (ПГРЭЗ) (рис. 1).

Целесообразность выбора сосновых насаждений для отбора проб продиктована тем, что сосновая формация в Гомельской области занимает свыше 60 % лесопокрытой площади при лесистости более 46,6 % [21]. Пробные площади были выбраны с учетом плотности радиоактивного загрязнения территории, типа леса и возраста насаждений. К исследованию принимались участки площадью не менее 1 га, имеющие изодиаметрический контур и породный состав древостоя не менее 9С.

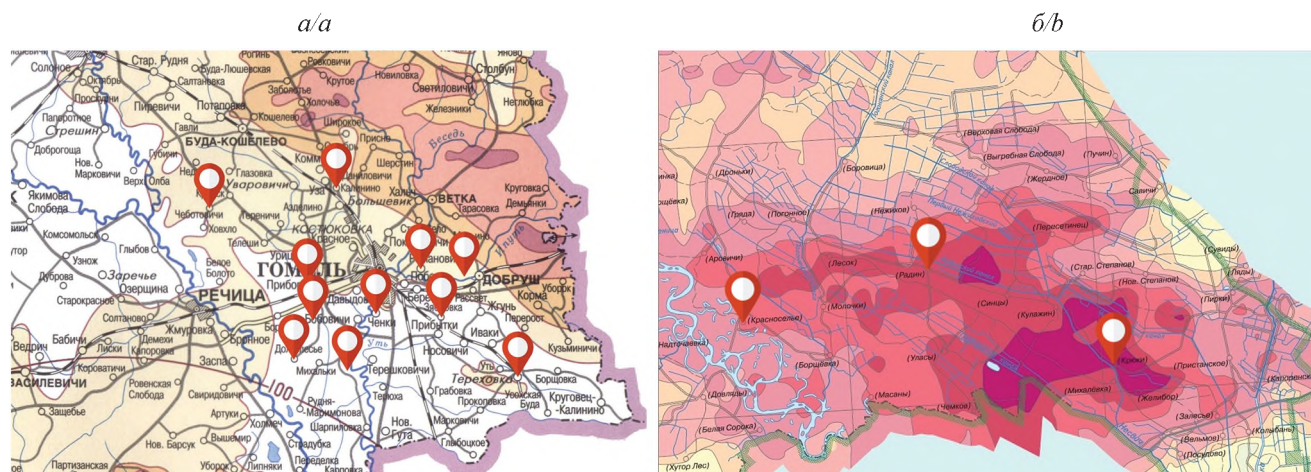


Рис. 1. Карта-схема расположения исследуемой территории и точек отбора:
а – на территории Гомельского ГПЛХО; б – на территории ППРЭЗ [20]

Fig. 1. Schematic map of the location of the study area and sampling points:
a – on the territory of the Gomel SFPFA; b – on the territory of the PSRER [20]

На территории Гомельского ГПЛХО пробные площади закладывались в сосняках мшистом, орляковом, черничном, долгомошном, багульниковом и осоковом, расположенных в 11 лесничествах с плотностью загрязнения территории ^{137}Cs до 185 кБк/м^2 . Для каждого типа леса выделялись 4 группы возрастов древостоя: молодняки (10–40 лет), средневозрастные леса (41–80 лет), приспевающие (81–100 лет) и спелые (101–140 лет). При плотности загрязнения территории $^{137}\text{Cs} < 37 \text{ кБк/м}^2$ было отобрано 52 % образцов лишайника *Hypogymnia physodes*, при плотности загрязнения территории $37\text{--}74 \text{ кБк/м}^2$ – 33 % образцов, при плотности загрязнения от 74 до 185 кБк/м^2 – 15 % образцов.

На территории ППРЭЗ пробные площади закладывали в сосняках мшистом и лишайниковом, расположенных вблизи бывших населенных пунктов (б.н.п.) Радин, Крюки и Красноселье с плотностью загрязнения территории ^{137}Cs от 185 до 1488 кБк/м^2 . На исследуемых площадках выделялись 2 группы возраста древостоя: средневозрастные сосняки – на участке вблизи б.н.п. Радин и Крюки, молодняк – вблизи б.н.п. Красноселье. При плотности загрязнения территории ^{137}Cs $185\text{--}555 \text{ кБк/м}^2$ было отобрано 67 % образцов лишайника территории ППРЭЗ, при плотности загрязнения $185\text{--}555 \text{ кБк/м}^2$ – 33 % образцов.

На каждом участке выбирали деревья с максимальным проективным покрытием лишайника. Эпифитные лишайники отбирали с нескольких рядов расположенных деревьев на высоте 1–1,5 м. В лабораторных условиях биомассу лишайников очищали от детрита, высушивали до воздушно-сухого состояния, измельчали.

Измерение удельной активности ^{137}Cs в образцах проводили с использованием гамма-спектрометрического комплекса «Ortec» с полупроводниковым германиевым детектором. Диапазон измерения энергий γ -излучения – 40–10000 кэВ. Относительная эффективность регистрации спектра для энергии 1,33 МэВ – 22,4 %. Относительная ошибка измерения удельной активности ^{137}Cs в пробах составляла не более 10 % в зависимости от активности образца. Геометрия измерений: цилиндрический сосуд диаметром 7 см, высотой 3,2 см, «дента». Для характеристики уровня радиоактивности образцов лишайников использовали величину удельной активности (Бк/кг) в расчете на сухую массу.

Полученные результаты были обработаны методами описательной статистики, а также однофакторного дисперсионного анализа.

Результаты и их обсуждение

Результаты определения удельной активности ^{137}Cs в биомассе эпифитного лишайника *Hypogymnia physodes*, произрастающего на территории Гомельского ГПЛХО с различной плотностью загрязнения территории, представлены в табл. 1. На разных исследованных участках концентрация радионуклида в лишайниках колеблется в достаточно широких пределах. Максимальное содержание ^{137}Cs в биомассе лишайника отмечается в Шабринском лесничестве при плотности загрязнения территории радионуклидом $74\div 185 \text{ кБк/м}^2$. Наименьшие значения содержания ^{137}Cs были отмечены в образцах, отобранных в Зябровском лесничестве при плотности загрязнения территории $< 37 \text{ кБк/м}^2$. Так, в талломах *Hypogymnia physodes* концентрация ^{137}Cs в биомассе составляет $3142,4 \pm 197,3 \text{ Бк/кг}$ в Шабринском лесничестве, в Зябровском лесничестве она уменьшается до $162,5 \pm 18,8 \text{ Бк/кг}$ сухой массы.

Таблица 1

Удельная активность ^{137}Cs биомассы *Hypogymnia physodes* на территории Гомельского ГПЛХО при различной плотности загрязнения территории данным радионуклидом

Table 1

Specific activity of ^{137}Cs in the biomass of *Hypogymnia physodes* at different density of contamination of the territory of the Gomel SFPA with this radionuclide

Наименование лесничества	n	Удельная активность ¹³⁷ Cs, Бк/кг					CV, %
		min	max	X̄	SE	SD	
< 37 кБк/м²							
Зябровское	4	129,7	194,9	162,5	18,8	32,6	20,1
Старо-Дятловичское	12	265,7	564,0	405,0	25,1	86,9	21,5
Калининское	6	284,1	877,2	410,9	94,1	230,6	56,1
Ченковское	6	226,1	675,8	423,7	69,0	169,0	39,9
Чеботовичское	4	316,7	544,3	445,9	47,4	94,7	21,2
Макеевское	7	290,8	836,1	492,9	80,9	214,0	43,4
Приборское	5	275,9	899,0	620,5	116,0	259,4	41,8
Долголесское	27	217,2	1210,3	678,8	56,1	291,6	43,0
37 ÷ 74 кБк/м²							
Макеевское	10	401,2	1312,6	728,9	105,5	333,5	45,8
Долголесское	3	1232,6	1472,1	1314,5	78,8	136,5	10,4
Приборское	6	960,0	2099,1	1590,0	188,7	462,2	29,1
Тереховское	22	481,8	1277,5	1440,7	124,6	584,4	40,6
Романовичское	3	1594,6	2819,1	2139,8	359,8	623,1	29,1
74 ÷ 185 кБк/м²							
Тереховское	8	1480,1	3458,6	2355,7	261,7	740,2	31,4
Романовичское	5	1734,5	3132,7	2436,7	282,7	632,2	26,0
Шабринское	4	2754,7	3400,3	3142,4	197,3	341,8	10,9

Примечание. Здесь и далее в табл. 1–2: n – количество образцов, $\bar{X}$ – среднее значение; SE – стандартная ошибка среднего; SD – стандартное отклонение; CV – коэффициент вариации.

При плотности загрязнения территории лесничеств ^{137}Cs менее 37 кБк/м² среднее содержание радионуклида в лишайнике *Hypogymnia physodes* варьирует от 162,5±18,8 до 678,8±56,1 Бк/кг сухой массы. Минимальное удельное содержание ^{137}Cs в биомассе образцов составляет от 129,69 до 316,69 Бк/кг, в то время как максимальные значения варьируют от 194,88 до 1210,27 Бк/кг. Наибольшая удельная активность ^{137}Cs отмечена в слоевищах, отобранных в пределах Долголесского лесничества, наименьшая – в пределах Зябровского лесничества. Установлено, что лишайники, произрастающие в сосновых лесах Зябровского лесничества, аккумулируют достоверно меньше ^{137}Cs в сравнении со слоевищами из других лесничеств ($p < 0,05$). Максимальное содержание ^{137}Cs в лишайниках, произрастающих в Зябровском лесничестве, меньше минимальных значений активности слоевищ в других лесничествах.

С увеличением плотности загрязнения почвы ^{137}Cs наблюдался рост концентрации радиоактивного цезия в образцах лишайника *Hypogymnia physodes*. Содержание ^{137}Cs в биомассе лишайника, произрастающего в лесничествах с плотностью загрязнения территории от 37 до 185 кБк/м², составляет в среднем от 728,9±105,5 до 3142,4±197,3 Бк/кг. Минимальное удельное содержание ^{137}Cs в слоевищах исследуемых территорий составляет от 401,2 до 2754,7 Бк/кг, в то время как максимальное варьирует от 1312,6 до 3400,3 Бк/кг. Наибольшая удельная активность ^{137}Cs отмечена в образцах лишайника, произрастающего в Тереховском лесничестве, наименьшая – в пределах Макеевского лесничества. Удельная активность ^{137}Cs в биомассе лишайника достоверно различается в исследуемых лесничествах ($p < 0,05$). В Шабринском лесничестве активность образцов лишайника достоверно больше в сравнении с остальными лесничествами, в то время как лишайники, произрастающие в Макеевском лесничестве, характеризуется наименьшим содержанием ^{137}Cs в биомассе.

Приведенные данные свидетельствуют о значительной неравномерности радиоактивного загрязнения на территории Гомельского ГПЛХО, что непосредственно отражается на концентрации радионуклида в биомассе исследованных образцов лишайников.

На территории сосновых ценозов ПГРЭЗ активность биомассы лишайника *Hypogymnia physodes* значительно превышает таковую на территории Гомельского ГПЛХО (табл. 2). По данным трех пробных площадок *Hypogymnia physodes* накапливает ^{137}Cs , в среднем, от $32190,1 \pm 3937,6$ до $144192,3 \pm 8464,7$ Бк/кг сухой массы. При этом слоевища, отобранные в районе б.н.п. Радин, аккумулируют достоверно больше данного радионуклида относительно других пробных площадок ($p < 0,01$). На данном участке была отмечена самая высокая концентрация ^{137}Cs в биомассе среди всех исследуемых образцов, которая составила 209034,7 Бк/кг.

Таблица 2

Содержание ^{137}Cs в биомассе лишайника *Hypogymnia physodes* на территории ПГРЭЗ при различной плотности загрязнения территории данным радионуклидом

Table 2

Content of ^{137}Cs in the biomass of the lichen *Hypogymnia physodes* at different density of contamination of the territory of the PSRER with this radionuclide

Место отбора проб	n	Удельная активность ¹³⁷ Cs, Бк/кг					CV, %
		min	max	<i>X</i>	SE	SD	
185 ÷ 555 кБк/м ²							
Крюки	10	8768,1	64023,3	32190,1	3937,6	18044,4	56,1
Красноселье	10	9373,8	91842,1	39333,2	5103,3	22822,5	58,0
555 ÷ 1488 кБк/м ²							
Радин	10	69216,1	209034,7	144192,3	8464,7	37855,5	26,3

Отметим, что коэффициенты вариации содержания радионуклидов у образцов лишайника разных лесничеств изменялись от 10 до 58 % (табл. 1 и 2). Высокий разброс значений, имеющий место в пределах каждого исследованного участка, может быть обусловлен различиями накопительной способности отдельных особей, связанными с возрастной неоднородностью организмов и неидентичностью их экологических условий местообитания.

На рис. 2 приведены результаты сравнения содержания ^{137}Cs в биомассе лишайника, произрастающего при различной плотности загрязнения территории данным радионуклидом. Статистически установлено ($p \leq 0,01$), что наибольшее количество радиоцезия аккумулируется в биомассе *Hypogymnia physodes*, произрастающей в сосняках на территории ПГРЭЗ с плотностью радиоактивного загрязнения ^{137}Cs от 555 до 1488 кБк/м². Содержание ^{137}Cs в лишайниках, произрастающих при плотности загрязнения территории менее 37 кБк/м², достоверно меньше относительно других диапазонов плотности радиоактивного загрязнения территории. Т. о., чем выше плотность загрязнения почвы ^{137}Cs , тем больше его концентрация в биомассе лишайника *Hypogymnia physodes*.

В пределах молодых, средневозрастных, приспевающих и спелых классов сосновых лесов территории Гомельского ГПЛХО уровень плотности загрязнения почвы коррелирует со средней удельной активностью ^{137}Cs в образцах лишайника *Hypogymnia physodes* (рис. 3). В молодых сосняках среднее содержание радионуклида в биомассе лишайника изменяется в диапазоне 491,38–1413,63 Бк/кг, в средневозрастных – в пределах 608,76–2353,74 Бк/кг, в приспевающих данный показатель варьирует от 725,35 до 2566,23 Бк/кг, а в группе спелых сосняков – от 338,93 до 952,50 Бк/кг. Интересным является тот факт, что лишайники, отобранные в спелых сосняках при различной плотности загрязнения почвы, аккумулируют достоверно меньше ^{137}Cs в сравнении с лесами других классов возрастов. Возможно, данный факт связан не с возрастной структурой лесных насаждений напрямую, а является отражением смены поколений лишайников на старовозрастных деревьях и омоложения состава лишайниковой биоты, произрастающей на их коре. По-видимому, талломы *Hypogymnia physodes*, поселившись на жердняке, живут на стволе до возраста приспевания лесов. Примерно в этом возрасте кора сосны становится гладкой, старые слоевища лишайника с нее осыпаются, а имеющиеся, судя по их радиоактивности, поселились на коре недавно, в отдаленный период после Чернобыльской аварии, и еще не успели аккумулировать значимое количество радиоцезия.

На момент взрыва на Чернобыльской АЭС обследованные нами площади, занимаемые молодыми сосновыми лесами, еще не были заложены, либо представляли собой древесный подрост на виргинильной стадии развития (в возрасте до 10–15 лет). В данном случае лишайники, растущие на таких деревьях, содержат радиоцезий, который попал в слоевища спустя определенное количество лет после аварии, формируемый вторичными загрязнением. Полученные данные о накоплении цезия лишайниками в молодых лесах могут свидетельствовать о наличии малоучитываемого механизма аэрогенного перераспределения ^{137}Cs .

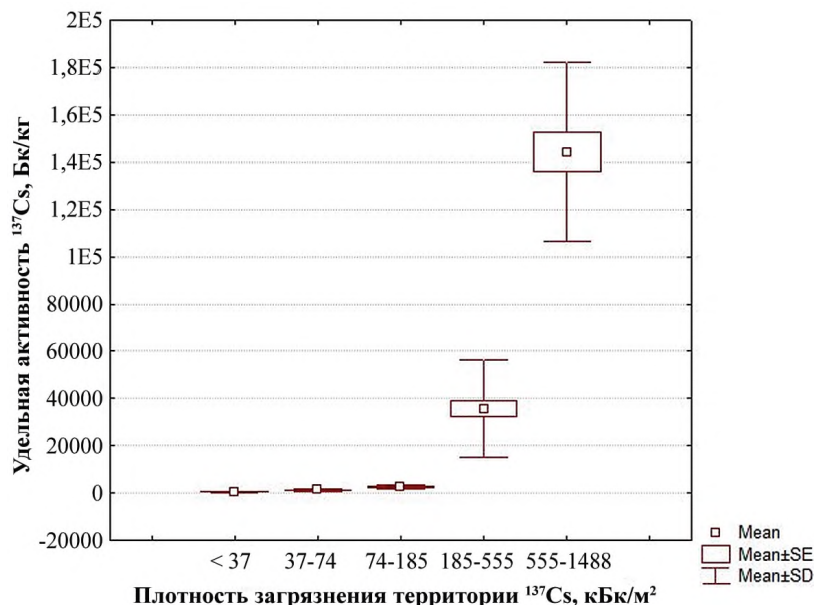


Рис. 2. Значения содержания ^{137}Cs в лишайнике *Hypogymnia physodes* при различной плотности загрязнения территории

Fig. 2. Values of ^{137}Cs content in lichen *Hypogymnia physodes* at different density of contamination of the territory

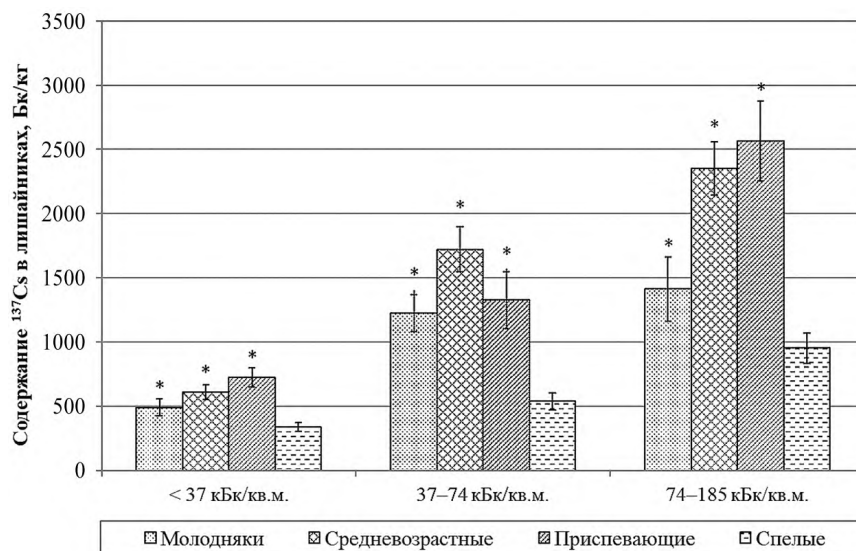


Рис. 3. Средняя удельная активность ^{137}Cs в биомассе *Hypogymnia physodes*, произрастающей в сосновых лесах различных возрастов. Достоверность различий рассчитывалась по отношению к лишайникам, произрастающим в спелых сосняках: * – $p < 0,05$

Fig. 3. Average specific activity of ^{137}Cs in the biomass of lichen, growing in pine forests of various ages. The significance of differences was calculated with respect to lichens growing in ripe pine forests: * – $p < 0,05$

Закключение

Результаты представленного исследования показывают, что концентрация ^{137}Cs в эпифитном лишайнике *Hypogymnia physodes*, произрастающем на стволах сосновых насаждений на территории Гомельской области, колеблется в достаточно широких пределах. На территории Гомельского ГПЛХО наибольшие значения

содержания радионуклида в лишайнике были отмечены в Шабринском лесничестве ($3142,4 \pm 197,3$ Бк/кг), наименьшие – в Зябровском ($162,5 \pm 18,8$ Бк/кг). С увеличением плотности загрязнения почвы ^{137}Cs наблюдался рост концентрации радиоактивного цезия в образцах *Hypogymnia physodes*. На территории ПГРЭЗ удельная активность ^{137}Cs в лишайнике составила от $32190,1 \pm 3937,6$ до $144192,3 \pm 8464,7$ Бк/кг. Широкий диапазон колебаний значений концентрации ^{137}Cs в биомассе исследуемого вида может быть связан с различной величиной радиоактивного загрязнения территории отбора образцов, возрастной неоднородностью организмов и неидентичностью их экологических условий местообитания.

Широко распространенный в лесных экосистемах вид *Hypogymnia physodes* показал высокую способность к аккумулярованию ^{137}Cs и может быть использован в качестве биоиндикатора радиоактивного загрязнения окружающей среды. Полученные данные о накоплении радиоактивного цезия лишайником *Hypogymnia physodes* в молодых лесах, не существовавших на момент Чернобыльской аварии, могут свидетельствовать о наличии малоучитываемого механизма аэрогенного перераспределения ^{137}Cs .

Библиографические ссылки

1. Seaward MRD, Nimis PL, Scheidegger C et al. Lichens as Monitors of Radioelements. *Monitoring with Lichens – Monitoring Lichens*. NATO Science Series (Series IV: Earth and Environmental Sciences). 2002;7:85–96. DOI: 10.1007/978-94-010-0423-7_7.
2. Бязров ЛГ. Лишайники – индикаторы радиоактивного загрязнения. Москва: Издательство КМК, 2005. 476 с.
3. Steinnes E, Njaastad O. Use of mosses and lichens for regional mapping of ^{137}Cs fallout from the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1993;21(1):65–73. DOI: 10.1016/0265-931X(93)90026-4.
4. Dohi T, Ohmura Y, Kashiwadani H et al. Radiocaesium activity concentrations in parmelioid lichens within a 60 km radius of the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2015;146:125–133. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2015.04.013.
5. Nash III TH. Lichen biology. Cambridge: Cambridge University Press; 1999. 486 p.
6. Nimis PL. Radiocesium in plants of forest ecosystems. *Studia Geobotanica*. 1996;15:3–49.
7. Puhakainen M, Rahola T, Heikkinen T et al. ^{134}Cs and ^{137}Cs in lichen (*Cladonia stellaris*) in southern Finland. *Boreal Environment Research*. 2007;12(1):29–35.
8. Heinrich G, Oswald K, Müller HJ. Lichens as monitors of radiocesium and radiostrontium in Austria. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1999;45(1):13–27. DOI: 10.1016/S0265-931X(98)00069-1.
9. Ramzaev VP, Barkovsky AN, Gromov AV. Temporal variations of ^7Be , ^{40}K , ^{134}Cs and ^{137}Cs in epiphytic lichens (genus *Usnea*) at the Sakhalin and Kunashir islands after the Fukushima accident. *Radiation Hygiene*. 2016;9(3):14–27. DOI: 10.21514/1998-426X-2016-9-3-14-27.
10. Conti ME, Cecchetti G. Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment – a review. *Environmental Pollution*. 2001;114:471–492. DOI: 10.1016/j.polar.2020.100536.
11. Biazrov L. The Radionuclides in Lichen Thalli in Chernobyl and East Urals Areas after Nuclear Accidents. *Phyton*. 1994;34:85–94.
12. Feige GB, Niemann L, Jahnke S. Lichens and mosses: silent chronists of the Chernobyl accident. *Bibl. Lichenol.* 1990;38:63–77.
13. Sawidis T, Heinrich G, Chettri MK. Cesium-137 monitoring using lichens from Macedonia, northern Greece. *Canad. J. Bot.* 1997;75(12):2216–2223. DOI: 10.1139/b97-931.
14. Нифонтова МГ, Безель ВС, Рябкова КА. Лишайники и мхи в радиоэкологическом мониторинге. В: *Инновационный портал естественных наук: труды международной научной конференции, Пермь, 4–8 декабря 2006 г.* Пермь: [б. и.]; 2006. Т. 2. с. 239–242.
15. Михеева ЕВ, Нифонтова МГ. Радиоактивное загрязнение окружающей среды: биологические объекты как источник информации для оперативного и долгосрочного мониторинга. *Технологии гражданской безопасности*. 2008;1/2:179–183.
16. Куликов НВ, Молчанова ИВ, Караваева ЕН. Радиоэкология почвенно-растительного покрова. Свердловск: Уральское отделение АН СССР, 1990. 170 с.
17. Щербов БЛ, Страховенко ВД, Маликова ИН и др. Сравнительная характеристика современного радиоактивного загрязнения территорий Западной Сибири, прилегающих к Семипалатинскому и Новоземельскому полигонам (на примере Алтая и Пур-Тазовского междуречья). *Сибирский экологический журнал*. 2000;7;1:51–60.
18. Храмченкова ОМ, Цуриков АГ, Лазарева МС. Оценка запаса лишайника *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. в сосновых лесах юго-востока Беларуси. *Экологический вестник*. 2015;2(32):95–100.
19. Яцына АП. Структура эпифитных лишайниковых сообществ *Pinus sylvestris* L. в Беларуси. *Вестник ВДУ*. 2013;1:45–49.
20. Изразль ЮА, Богдевич ИМ (редакторы). *Атлас современных и прогнозных аспектов последствий аварии на Чернобыльской АЭС на пострадавших территориях России и Беларуси (АСПА Россия-Беларусь)*. Москва – Минск: Фонд «Инфосфера»; НИА-Природа; 2009. 140 с.
21. Государственный лесной кадастр Республики Беларусь по состоянию на 01.01.2020. Минск: Минлесхоз Республики Беларусь, 2020. 65 с.

References

1. Seaward MRD, Nimis PL, Scheidegger C et al. Lichens as Monitors of Radioelements. *Monitoring with Lichens – Monitoring Lichens*. NATO Science Series (Series IV: Earth and Environmental Sciences). 2002;7:85–96. DOI: 10.1007/978-94-010-0423-7_7.
2. Byazrov LG. *Lishainiki – indikatory radioaktivnogo zagriazneniya*. [Lichens are the indicators of radioactive pollution]. Moscow: KMK Scientific Press, 2005. 476 p. Russian.
3. Steinnes E, Njaastad O. Use of mosses and lichens for regional mapping of ^{137}Cs fallout from the Chernobyl accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2015;146:125–133. DOI: 10.1016/0265-931X(93)90026-4.

4. Dohi T, Ohmura Y, Kashiwadani H et al. Radiocaesium activity concentrations in parmelioid lichens within a 60 km radius of the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. *Journal of Environmental Radioactivity*. 2015;146:125–133. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2015.04.013.
5. Nash III T.H. Lichen biology. Cambridge: Cambridge University Press, 1999. 486 p.
6. Nimis PL. Radiocesium in plants of forest ecosystems. *Studia Geobotanica*. 1996;15:3–49.
7. Puhakainen M, Rahola T, Heikkinen T et al. ^{134}Cs and ^{137}Cs in lichen (*Cladonia stellaris*) in southern Finland. *Boreal Environment Research*. 2007;12(1):29–35.
8. Heinrich G, Oswald K, Müller HJ. Lichens as monitors of radiocesium and radiostrontium in Austria. *Journal of Environmental Radioactivity*. 1999;45(1):13–27. DOI: 10.1016/S0265-931X(98)00069-1.
9. Ramzaev VP, Barkovsky AN, Gromov AV. Temporal variations of ^7Be , ^{40}K , ^{134}Cs and ^{137}Cs in epiphytic lichens (genus *Usnea*) at the Sakhalin and Kunashir islands after the Fukushima accident. *Radiation Hygiene*. 2016;9(3):14–27. DOI: 10.21514/1998-426X-2016-9-3-14-27.
10. Conti ME, Cecchetti G. Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment – a review. *Environmental Pollution*. 2001;114:471–492. DOI: 10.1016/j.polar.2020.100536.
11. Biazrov L. The Radionuclides in Lichen Thalli in Chernobyl and East Urals Areas after Nuclear Accidents. *Phyton*. 1994;34:85–94.
12. Feige GB, Niemann L, Jahnke S. Lichens and mosses: silent chronists of the Chernobyl accident. *Bibl. Lichenol.* 1990;38:63–77.
13. Sawidis T, Heinrich G, Chettri MK. Cesium-137 monitoring using lichens from Macedonia, northern Greece. *Canad. J. Bot.* 1997;75(12):2216–2223. DOI: 10.1139/b97-931.
14. Nifontova MG, Bezel VS, Ryabkova KA. *Lishainiki i mhi v radioekologicheskom monitoringe*. [Lichens and mosses in radioecological monitoring]. In: *Innovatsionnyi portal estestvennykh nauk: trudy mezhdunarodnoi nauchnoi konferentsii, 4–8 dekabrya 2006 g., Perm'* [Innovative portal of natural sciences: proceedings of an international scientific conference, 2006 December 4–8, Perm]. Perm: [publisher unknown]; 2006. Part 2. p. 239–242. Russian.
15. Mikheeva EV, Nifontova MG. Radioactive environmental contamination: biological objects as the information source for operative and long-term monitoring. *Civil Security Technology*. 2008;1/2:179–183. Russian.
16. Kulikov NV, Molchanova IV, Karavaeva EN. *Radioekologiya pocvenno-rastitel'nogo pokrova*. [Radioecology of the Soil-Plant Cover]. Sverdlovsk: Ural Branch of Academy of Sciences of the USSR. 1990. 170 p. Russian.
17. Sherbov BL, Strakhovenko VD, Malikova IN et al. Comparative Characteristics of Modern Radioactive Pollution of West Siberian Territories Adjacent to the Semipalatinsk and Novaya Zemlya Testing Grounds (on the Examples of the Altai and Pur-Taz Interfluvi-um). *Siberian Journal of Ecology*. 2000;7:1:51–60. Russian.
18. Khranchankova VM, Tsurykau AH, Lazareva MS. Stock assessment of lichen *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl. in pine forests of southeastern Belarus. *Ekologicheskii Vestnik* = Ecological Bulletin. 2015;2(32):95–100. Russian.
19. Yatsyna AP. Structure of epiphytic lichen communities on *Pinus sylvestris* L. in Belarus. *Vesnik VDU* = Vitebsk State University Bulletin. 2013;1:45–49. Russian.
20. Izrael YuA, Bogdevich IM (eds.). *Atlas sovremennykh i prognoznnykh aspektov posledstviy avarii na Chernobyl'skoj AES na postradavshih territoriyah Rossii i Belarusi (ASPA Rossiya–Belarus)*. [The Atlas of recent and predictable aspects of consequences of Chernobyl accident on polluted territories of Russia and Belarus (ARPA Russia–Belarus)]. Moscow – Minsk: «Infosphere» Foundation; NIA-Nature; 2009. 140 p. Russian.
21. *Gosudarstvennyi lesnoi kadastr Respubliki Belarus' po sostoyaniyu na 01.01.2020* = National Forest Cadastre of the Republic of Belarus as at 01.01.2020. Minsk: Ministry of forestry of the Republic of Belarus; 2020. 65 p. Russian.

Статья поступила в редколлегию 15.10.2020.
Received by editorial board 15.10.2020.

УДК 615.37:616.23-921.5-052(084)

ГЕМАТОЛОГИЧЕСКИЕ ИНТЕГРАЛЬНЫЕ ПОКАЗАТЕЛИ В ОЦЕНКЕ КЛЕТОЧНОЙ РЕАКТИВНОСТИ ОРГАНИЗМА ПРИ КОРОНАВИРУСНОЙ ИНФЕКЦИИ COVID-19

Р. М. СМОЛЯКОВА¹⁾, Е. А. КОЗЫРЕВА¹⁾, Е. М. ШПАДАРУК¹⁾

¹⁾Международный государственный экологический институт
имени А. Д. Сахарова, Белорусский государственный университет,
ул. Долгобродская, 23/1, 220070, г. Минск, Беларусь

В статье проанализированы нарушения в гомеостазе, диагностированные при развитии у пациентов острой вирусной инфекции SARS-CoV-2. Гематологические сдвиги у пациентов с коронавирусной инфекцией характеризовались развитием дезинтеграции гуморальных механизмов регуляции с инициацией системной воспалительной реакции с повышением лейкоцитарного индекса интоксикации, активацией некробиотических процессов, повышением активности макрофагально-микрофагальной неспецифической защиты с преобладанием эффекторных звеньев иммунологического процесса. Развитие иммунокомпрометированности у пациентов при новом штамме коронавирусной инфекции является одним из определяющих факторов течения заболевания.

Ключевые слова: коронавирусная инфекция SARS-CoV-2; гомеостаз; клеточный состав периферической крови; интегральные гематологические показатели клеточной реактивности организма.

Образец цитирования:

Смолякова РМ, Козырева ЕА, Шпадарук ЕМ. Гематологические интегральные показатели в оценке клеточной реактивности организма при коронавирусной инфекции COVID-19. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2021;1:77–84.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2021-1-77-84>

For citation:

Smolyakova RM, Kozyreva HA, Shpadaruk KM. Hematological integrated indicators in assessing the cellular reactivity of the body in COVID-19 coronavirus infection. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2021;1:77–84. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2021-1-77-84>

Авторы:

Раиса Михайловна Смолякова – доктор биологических наук, профессор; профессор кафедры общей биологии и генетики факультета экологической медицины.

Елена Александровна Козырева – магистрант кафедры общей биологии и генетики факультета экологической медицины.

Екатерина Михайловна Шпадарук – кандидат биологических наук, доцент; доцент кафедры общей биологии и генетики факультета экологической медицины.

Authors:

Raisa M. Smolyakova, doctor of sciences (biological), professor, professor of the department of general biology and genetics, faculty of environmental medicine.

smol60@mail.ru

Helena A. Kozyreva, graduate student of the faculty of environmental medicine.

alena270386@mail.ru

Katsiaryna M. Shpadaruk, PhD (biology), docent; associate professor of the department of general biology and genetics, faculty of environmental medicine.

katshp@tut.by

HEMATOLOGICAL INTEGRATED INDICATORS IN ASSESSING THE CELLULAR REACTIVITY OF THE BODY IN COVID-19 CORONAVIRUS INFECTION

R. M. SMOLYAKOVA^a, H. A. KOZYREVA^a, K. M. SHPADARUK^a

^aInternational Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University,
23/1 Dauhahrodskaja Street, Minsk 220070, Belarus
Corresponding author: R. Smolyakova (smol60@mail.ru)

The article analyzes the disorders in homeostasis diagnosed during the development of acute viral infection SARS-CoV-2 in patients. Hematological changes in patients with coronavirus infection were characterized by the development of disintegration of humoral mechanisms of regulation with the initiation of a systemic inflammatory reaction with an increase in the leukocyte index of intoxication, activation of necrobiotic processes, an increase in the activity of macrophage-microphage nonspecific protection with a predominance of effector links of the immunological process. The development of immunocompromise in patients with a new strain of coronavirus infection is one of the determining factors in the course of the disease.

Keywords: SARS-CoV-2 coronavirus infection; homeostasis; cellular composition of peripheral blood; integral hematological parameters of the body's cellular reactivity.

Введение

Первые десятилетия XXI века характеризуются глобальными изменениями окружающей среды, что усугубляется увеличением народонаселения, урбанизацией, потеплением климата, мировой интеграцией политических, экономических отношений, ростом миграционной и туристической активности населения и сопряжено с появлением и распространением, в частности, вирусных инфекционных заболеваний.

Разразившаяся эпидемия COVID-19 («coronavirus disease 2019») в конце 2019 и начале 2020 гг. представляет собой чрезвычайную ситуацию международного значения и является объектом пристального внимания системы здравоохранения всего мирового сообщества [1].

Коронавирусная инфекция – острое вирусное заболевание с преимущественным поражением верхних дыхательных путей. Инокуляция SARS-CoV-2 в дыхательные пути человека вызывает подавление активности мукоцилиарного клиренса за счет ингибирования подвижности ресничек эпителия и сопровождается гибелью эпителиоцитов. Вирус SARS-CoV-2 проникает через слизистую оболочку носа, гортани и бронхиального дерева в периферическую кровь и, в последующем, поражает паренхиматозные органы – легкие, пищеварительный тракт, сердце, почки.

В развитии SARS-CoV-2-инфекции выделяют две фазы: раннюю и позднюю. В ранней фазе заболевания, которая проявляется легкой степенью тяжести COVID-19, основную роль играют неспецифические механизмы защиты и специфический адаптивный, позволяющие элиминировать коронавирус из макроорганизма. У отдельных пациентов развиваются минимальные явления острого ринофарингита или энтерита. В подавляющем большинстве случаев иммунный ответ в этот период остается без манифестации. Многие инфицированные пациенты переносят данное состояние в стертой форме, составляя основной пул скрытых вирусоносителей. Однако при неэффективности иммунного ответа развивается вторая, или поздняя фаза COVID-19, при которой вирус попадает в кровь и разносится по организму (вирусемия).

Первичная вирусемия и системный специфический эндовазкулит сопровождаются явлениями лихорадки, общей интоксикацией, а также диффузным поражением легких, других паренхиматозных органов и стремительным развитием их функциональной недостаточности [2].

Поражение легких является основной причиной как тяжести течения, так и летальных исходов при COVID-19. Тяжелое течение при COVID-19 обусловлено развитием пневмонии или острого респираторного дистресс-синдрома (ОРДС). Клинически данные состояния проявляются в виде затрудненного дыхания (одышки), чувства сдавленности в грудной клетке. Анализ зафиксированных случаев болезни показывает, что при COVID-19 подобные симптомы появляются через пять дней болезни, стремительно углубляясь к 8–10 дню [3].

Начальным этапом процесса является активация альвеолярных макрофагов с выбросом провоспалительных компонентов, куда входит группа интерлейкинов, в том числе IL-6, IL-8, TNF- α (фактор некроза опухоли-альфа), группа хемоаттрактантов, стимулирующих перемещение моноцитов и нейтрофилов из крови через эндотелий и альвеолярный эпителий [4]. Процессы протекают на фоне

интенсивной вирусной активности, которая происходит как в эндотелии, так и эпителиальных клетках. В первую очередь страдают альвеолоциты, что нарушает процессы вентиляции и перфузии с накоплением жидкости в альвеолах.

Лейкоциты являются источником лейкотриенов, фактора агрегации тромбоцитов, протеаз, оксидантов. Данная реакция освобождения биологически активных и агрессивных компонентов клеток вызывает выпадение фибрина в альвеолах, образование гиалиновых мембран, микротромбообразование в сосудистом русле легких.

Острый процесс завершается первичной гипоксемией, нарушением вентиляционной функции и дренажа бронхиального дерева с развитием отека и нарушением функции мерцательного эпителия. Дальнейшему прогрессированию процесса и развитию пневмонии способствует присоединение вторичной бактериальной микрофлоры. Необходимо отметить, что пневмония может развиваться и без РДС и носить обратимый характер, что позволяет избежать смерти в острый период, но оставить серьезное осложнение в виде организованного фиброза легких.

Коронавирусы обладают высокой контагиозностью, к возбудителю чувствительны все возрастные группы населения. С этой особенностью вируса связана высокая летальность у пожилых лиц и лиц с заболеваниями сердечно-сосудистой системы (атеросклероз, ишемическая болезнь сердца и т. д.). Следует отметить, что в 78 % вирусная инфекция COVID-19 выявлена у лиц в возрасте от 30 до 69 лет включительно, причем летальность среди заболевших увеличивается с возрастом.

В настоящее время крайне мало изучена реакция врожденной иммунной системы у SARS-CoV-2-инфицированных пациентов. Предполагается, что ключевым проявлением активации врожденного иммунитета при COVID-19 является увеличение общего числа нейтрофилов, повышение концентрации IL-6 и С-реактивного белка в сыворотке крови. Гиперпродукция цитокина IL-1 β и хемокина CXCL8 обуславливает как пролиферацию, так и рекрутирование нейтрофилов в пораженные ткани. В свою очередь, нейтрофилы, продуцируя провоспалительные цитокины и хемокины, рекрутируют моноциты.

Высокий уровень нейтрофилов в периферической крови ассоциирован с неблагоприятным прогнозом при COVID-19. Нейтрофилы характеризуются быстрым темпом фагоцитоза, более высокой интенсивностью генерации активированных кислородсодержащих метаболитов. Гранулы нейтрофилов содержат достаточно широкий спектр ферментов, которые секретируются во внеклеточное пространство и могут вызывать деструкцию тканей [5]. В настоящее время, согласно представленным данным ряда практических рекомендаций и согласительных документов по оказанию помощи при COVID-19, выявляемый у пациентов нейтрофильный лейкоцитоз (лейкоциты $>12 \times 10^9/\text{л}$, нейтрофилы $>8,5 \times 10^9/\text{л}$), определяется не как специфический симптом вирусной пневмонии, а как маркер присоединения бактериальной флоры. Несмотря на присутствие нейтрофилов в тканях инфицированных пациентов, их роль в клиренсе коронавирусов остается неизвестной.

Полученные к настоящему времени результаты наблюдений за пациентами с COVID-19 показывают, что наиболее характерным гематологическим синдромом при новой коронавирусной инфекции является развитие лейкопении, которая уже в дебюте заболевания наблюдается более чем у трети пациентов и обусловлена, в основном, абсолютной лимфопенией ($>80\%$). Более чем у 70 % пациентов выявляется лимфопения 1-й и 2-й степени ($0,8\text{--}1,5 \times 10^9/\text{л}$ и $0,5\text{--}0,8 \times 10^9/\text{л}$ соответственно) [6, 28], у 10 % – лимфопения 3-й и 4-й степени ($0,2\text{--}0,5 \times 10^9/\text{л}$ и $<0,2 \times 10^9/\text{л}$ соответственно) тяжести [28]. Анализ показал, что тяжелая степень лимфопении выявляется у пациентов с тяжелыми формами инфекции и может рассматриваться как самостоятельный прогностический маркер неблагоприятного прогноза [6].

Вторым по клинической значимости гематологическим синдромом при COVID-19 является тромбоцитопения. Несмотря на то, что медиана количества тромбоцитов диагностирована в отдельных наблюдениях относительно ниже общепринятых референсных значений ($176 \times 10^9/\text{л}$), количество тромбоцитов у 95 % пациентов реанимационных отделений составило ниже $100 \times 10^9/\text{л}$. Метаанализ девяти исследований, включающий почти 400 пациентов с тяжелым течением COVID-19, показал значительное снижение количества тромбоцитов у пациентов, нуждающихся в интенсивной терапии – до $31 \times 10^9/\text{л}$ ($29\text{--}35 \times 10^9/\text{л}$) [7]. Выявленный уровень тромбоцитопении напрямую коррелировал с летальностью и ассоциирован более чем с пятикратным (5,1; 1,8–14,6; 95 % ДИ) увеличением риска тяжелого течения заболевания. Предположительно определяющей причиной развития тяжелой тромбоцитопении при COVID-19 является фактор потребления, ассоциированный с характерной для данной инфекции тромбогенной дисрегуляцией системы гемостаза [7].

Следует отметить, что накопление и анализ новых данных позволит открыть специфические патогенетические основы нарушений кроветворения или иммуноопосредованные механизмы цитопенических синдромов при COVID-19. Однако уже в настоящее время анализ результатов гематологических исследований может быть использован для индивидуализации лечебной тактики.

Таким образом, изучение гематологических нарушений гомеостаза при коронавирусной инфекции позволит внести значимый научный и практический вклад в решение вопросов диагностики, оценки эффективности лечения и прогноза у данной категории пациентов.

Цель настоящего исследования – установить гематологические нарушения гомеостаза на основе выявления изменений показателей клеточной реактивности организма у пациентов с коронавирусной инфекцией на фоне хронической патологии.

Материалы и методы исследования

Материалом настоящего исследования явились анамнестические, клинические, лабораторно-диагностические данные пациентов, получавших лечение в ГУ «Республиканский клинический госпиталь инвалидов Великой Отечественной войны имени П.М. Машерова» в 2019–2020 гг.

Первую (контрольную) группу ($n=70$) составили лица, не имеющие клинико-анамнестических данных хронической патологии в период обследования. Во вторую группу ($n=100$) включены пациенты, имеющие в анамнезе компенсированные (вне обострения) хронические заболевания (сердечно-сосудистая система, артериальная гипертензия, сахарный диабет и др.) В третью исследуемую группу ($n=80$) включены пациенты с диагностированной коронавирусной инфекцией на фоне хронической патологии. Пациенты всех групп, включенных в исследование, были сопоставимы по полу и возрасту.

Общий анализ крови всем обследуемым выполнен на автоматическом гематологическом анализаторе 5-diff XN-350 (Sysmex, Япония) с использованием реагентов и контрольных материалов производителя («Sysmex Corporation», Япония).

Интегральные гематологические показатели клеточной реактивности организма рассчитывали согласно полученным значениям гемограммы: индекс соотношения лейкоцитов и скорости оседания эритроцитов (ИЛСОЭ), лейкоцитарный индекс интоксикации по Кальф-Калифу (ЛИИ), индекс соотношения нейтрофилов и моноцитов (ИСНМ), индекс соотношения лимфоцитов и моноцитов (ИСЛМ), индекс соотношения нейтрофилов и лимфоцитов (ИСНЛ), индекс соотношения лейкоцитов (ИСЛ) [8].

Статистическую обработку результатов исследования проводили с помощью программного обеспечения SPSS (версия 21, США), STATISTICA (версия 10, США) с проверкой нормальности распределения количественных показателей в выборке с использованием критерия Shapiro-Wilk. Количественные значения показателей не подчинялись нормальному закону распределения и описывались в виде медиано-квартильных характеристик: медианы, 25-го и 75-го перцентилей – Me (25–75 %). При изучении статистических различий исследуемых показателей использовали критерий Mann-Whitney. Статистически значимыми считались различия при $p<0,05$.

Результаты исследования и их обсуждение

Определение степени нарушения функциональной активности и возможности коррекции защитных функций организма при воздействии патогенных и экстремальных факторов является приоритетным направлением фундаментальной и клинической медицины. Развитие инфекционного процесса, в большинстве случаев, сопровождается системными изменениями, имеющими неспецифический характер с угнетением клеточных и гуморальных механизмов иммунной защиты.

Неспецифические изменения в периферической крови, как правило, отражают системные процессы, происходящие в организме, в целом, и позволяют выявлять степень тяжести развившихся нарушений.

Неспецифическим критерием оценки эндогенной интоксикации при развитии патологических процессов в организме является повышение скорости оседания эритроцитов (СОЭ). У пациентов 2-й группы (табл. 1), имеющих в анамнезе хронические заболевания, СОЭ возросло в 2,7 раза, у пациентов 3-й группы с коронавирусной инфекцией – в 4,6 раза по отношению к показателю в группе контроля ($p<0,05$).

Проведенными исследованиями установлена вариабельность количественного содержания в периферическом русле крови тромбоцитов. У пациентов 2-й группы отмечено повышение содержания тромбоцитов на 15,7 %, при развитии коронавирусной инфекции диагностировано их понижение на 7,1 % по отношению к таковому в группе контроля ($p>0,05$).

Сравнительный анализ выполненных исследований выявил изменения количественных показателей лейкоцитарной формулы при развитии инфекционного процесса, обусловленного вирусом SARS-CoV-2. Уровень лейкоцитов в крови у пациентов с коронавирусной инфекцией возрос в 1,4 раза по отношению к таковому в группе контроля и отмечено его повышение в 1,35 раза по отношению к пациентам 2-й группы с хронической патологией ($p<0,05$). Развитие острой вирусной инфекции у пациентов 3-й группы сопровождалось сдвигом лейкоцитарной формулы влево, что характеризовалось повышением содержания в крови палочкоядерных нейтрофилов по отношению к показателю у пациентов 2-й и контрольной групп соответственно (рис. 1).

Таблица 1

Показатели гемограммы в сравниваемых группах

Table 1

Hemogram indices in the compared groups

Показатели	Группы		
	Контроль (1-я группа)	Пациенты без COVID-19 (2-я группа)	Пациенты с COVID-19 (3-я группа)
СОЭ, мм/час	7,0 [ДИ 4,0; 13,0]	19,0 [ДИ 10,0; 26,0]	32,0 [ДИ 11,0; 56,0]*
Тромбоциты (PLT), $10^9/\text{л}$	232,5 [ДИ 218,0; 271,0]	269,0 [ДИ 192,0; 318,0]	216,0 [ДИ 154,0; 248,0]
Лейкоциты (WBC), $10^9/\text{л}$	5,9 [ДИ 5,0; 7,1]	6,3 [ДИ 5,2; 7,9]	8,5 [ДИ 6,9; 14,6]*
Палочкоядерные нейтрофилы, %	0 [ДИ 0,0; 1,0]	1,0 [ДИ 0,0; 3,0]	5,0 [ДИ 2,0; 12,0]*
Сегментоядерные нейтрофилы, %	53,2 [ДИ 47,0; 51,0]	52,0 [ДИ 46,9; 58,9]	62,0 [ДИ 58,7; 75,5]*
Лимфоциты, %	35,0 [ДИ 29,3; 39,2]	32,0 [ДИ 23,8; 38,7]	18,0 [ДИ 13,0; 26,0]*
Моноциты, %	6,1 [ДИ 5,2; 8,0]	7,3 [ДИ 4,0; 9,1]	9,7 [ДИ 7,0; 14,8]

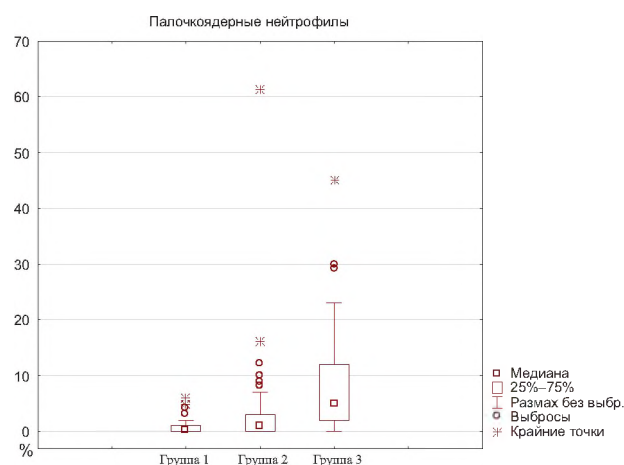


Рис. 1. Содержание палочкоядерных нейтрофилов в периферической крови.

Примечание: между всеми 3-я группами ($p < 0,05$).

Fig. 1. The content of stab neutrophils in peripheral blood.
Note: between all 3 groups ($p < 0.05$).

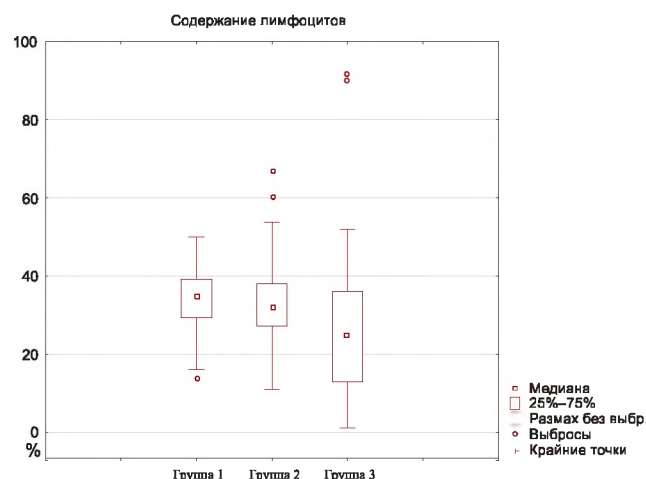


Рис. 2. Содержание лимфоцитов в периферической крови.

Примечание: между 1-й и 3-й, 2-й и 3-й группами ($p < 0,05$).

Fig. 2. Lymphocyte count in peripheral blood.
Note: between 1st and 3rd, 2nd and 3rd groups ($p < 0.05$).

Неспецифическим критерием степени тяжести острой вирусной инфекции и напряженности иммунной системы организма является увеличение количества сегментоядерных нейтрофилов. Результаты проведенных исследований выявлено повышение содержания в крови у пациентов с инфекцией COVID-19 сегментоядерных нейтрофилов на 16,5 % по сравнению с контролем, по отношению к пациентам с хронической патологией – на 19,2 %. Гомеостаз пациентов с коронавирусной инфекцией характеризовался лимфопенией (рис. 2) со снижением лимфоцитов по сравнению с уровнем в группе контроля в 1,94 раза и у пациентов с хронической патологией – в 1,78 раза ($p < 0,05$).

Активированные моноциты играют ключевую роль в регуляции воспалительных процессов и являются потенциальным фактором риска развития тяжелых осложнений в течении заболевания. В исследуемой группе пациентов с коронавирусной инфекцией содержание моноцитов превышало в 1,6 раза данный показатель в группе контроля и при хронической патологии у пациентов 2-й группы – в 1,3 раза.

В настоящее время для оценки состояния организма, тяжести течения заболевания доказана эффективность использования интегральных гематологических показателей, характеризующих в динамике состояние иммунной системы, реакции адаптации и стресс-реализующих систем.

Сопоставительный анализ интегральных индексов клеточной реактивности и интоксикации у пациентов анализируемых групп выявил изменения интегральных показателей гемограммы. Так, среднестатистическая величина интегрального индекса соотношения лейкоцитов и СОЭ, отражающего характер воспалительного процесса (рис. 3), повышена у пациентов 2-й группы ($1,35 \pm 0,07$ ед.) в 1,9 раза, пациентов с коронавирусной инфекцией ($2,79 \pm 0,95$ ед.) – в 3,9 раза по отношению к таковому ($0,72 \pm 0,13$ ед.) в группе контроля ($p < 0,05$).

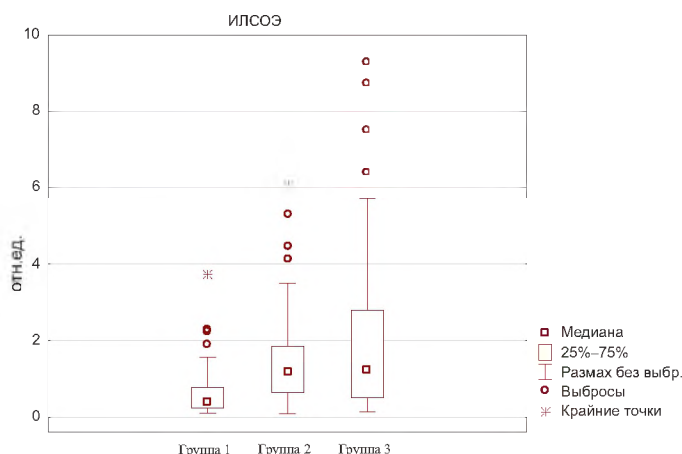


Рис. 3. Уровень ИЛСОЭ в периферической крови.
Примечание: между 1-й и 2-й; 1-й и 3-й группами ($p < 0,05$)

Fig. 3. ILSE level in peripheral blood.
Note: between 1st and 2nd; 1st and 3rd groups ($p < 0,05$).

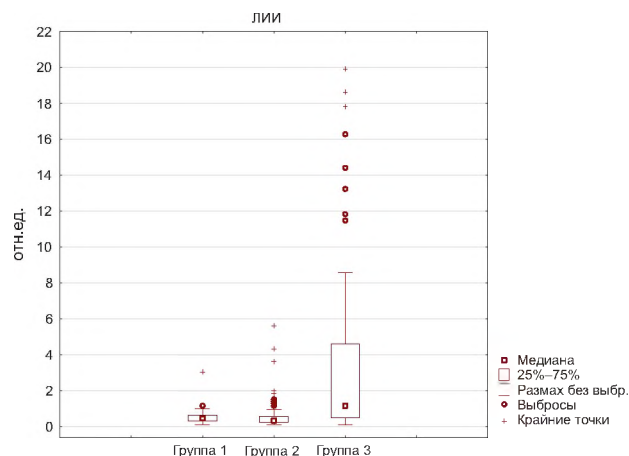


Рис. 4. Уровень ЛИИ по Кальф-Калифу в периферической крови.
Примечание: между 1-й и 3-й; 2-й и 3-й группами ($p < 0,05$)

Fig. 4. LII level according to Kalf-Kalif in peripheral blood.
Note: between 1st and 2nd; 1st and 3rd groups ($p < 0,05$).

Определение лейкоцитарного индекса интоксикации (ЛИИ), характеризующего реакцию органов гемопоза и иммуногенеза на интоксикационно-токсическую агрессию и степень активизации тканевого распада, является одним из эффективных методов оценки эндогенной интоксикации различного генеза. Результаты проведенных исследований выявили повышение показателя ЛИИ (рис. 4) при развитии коронавирусной инфекции у пациентов 3-й группы ($3,27 \pm 0,97$ ед.) в 5,8 раза по отношению к таковому ($0,56 \pm 0,09$ ед.) в контрольной группе ($p < 0,05$).

Развитие острой вирусной инфекции COVID-19 сопряжено с преобладанием активной воспалительной реакции на фоне снижения иммунологической реактивности, что характеризуется возрастанием интегрального индекса сдвига лейкоцитов (ИСЛ) у пациентов 3-й группы до 286,2 % (рис. 5) по сравнению с величиной параметра в контрольной группе ($p < 0,05$).

Повышение вирусной нагрузки на организм и угнетение функции аффекторных клеток иммунитета обуславливают снижение гематологического параметра ИСЛМ у пациентов с коронавирусной нагрузкой до 79,0 %, у пациентов с хронической патологией – до 92,0 % по сравнению с таковым в контрольной группе.

Гематологические сдвиги в организме пациентов на фоне коронавирусной инфекции сопровождаются преобладанием в гемограмме популяции клеток неспецифической защиты над клеточным составом естественной специфической защиты организма и нарушением микрофагально-макрофагальной системы. Повышение содержания в кровеносном русле клеточного пула нейтрофилов и уменьшение популяции лимфоцитов сопряжены с увеличением интегрального индекса ИСНЛ (рис. 6) при коронавирусной инфекции ($7,75 \pm 1,8$ ед.) в 4,3 раза по сравнению со значением показателя у пациентов с хронической патологией ($1,95 \pm 0,08$ ед.) – в 3,97 раза и в контрольной группе ($1,79 \pm 0,16$ ед.) ($p < 0,05$).

Анализ полученных данных гемограммы выявил увеличение показателя ИСНМ у пациентов при коронавирусной инфекции ($20,20 \pm 2,94$ ед.) в 1,7 раза по отношению к значению параметра в контрольной группе ($11,83 \pm 1,05$ ед.) ($p < 0,05$).

Таким образом, современный уровень развития фундаментальной и клинической медицины с целью перехода от традиционно применяемого метода оценки степени тяжести состояния пациентов по схеме: «состояние пациента удовлетворительное, средней тяжести, тяжелое» к объективной, основывается на интегральной математической оценке диагностической ценности отдельных симптомов и клинико-диагностических тестов. С целью уменьшения субъективизма, для количественной оценки степени тяжести состояния пациента, прогнозирования исхода течения заболевания применяются интегральные медицинские показатели. Исследование гемограммы показало, что развитие острого инфекционного заболевания,

связанного с новым штаммом вируса SARS-CoV-2, обусловлено более низким порогом возбудимости системы крови по сравнению с другими функциональными системами организма. Как правило, гомеостаз отличается быстрым реагированием на изменения внешней и внутренней среды. Исследование соотношений форменных элементов крови позволяет определить взаимосвязи между ее подсистемами.

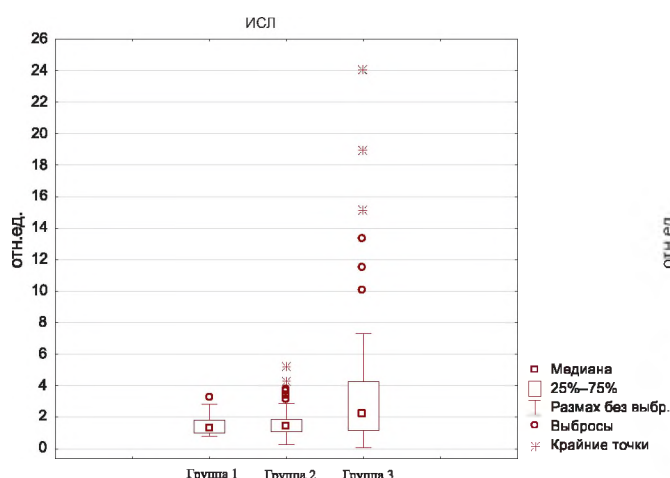


Рис. 5. Уровень ИСЛ в периферической крови.
Примечание: между 1-й и 3-й; 2-й и 3-й группами ($p < 0,05$).

Fig. 5. SLI level in peripheral blood.
Note: between 1st and 3rd; 2nd and 3rd groups ($p < 0.05$).

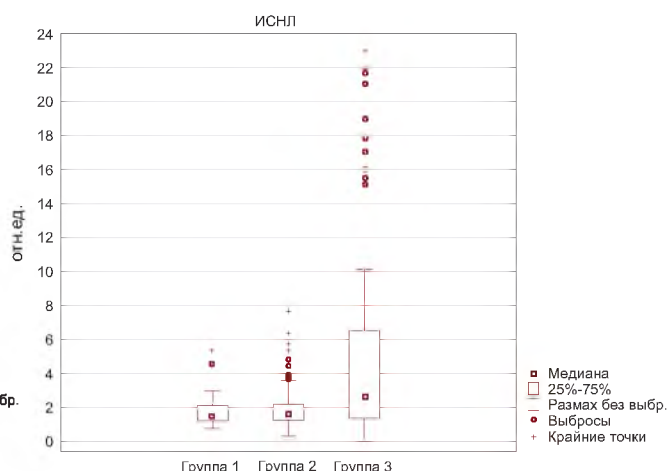


Рис. 6. Уровень показателя ИРНЛ в периферической крови.
Примечание: между 1-й и 3-й; 2-й и 3-й группами ($p < 0,05$).

Fig. 6. Level of IRNL in peripheral blood.
Note: between 1st and 3rd; 2nd and 3rd groups ($p < 0.05$).

Увеличение числа лейкоцитов в периферической крови является следствием системной инфекционной воспалительной реакции – специфической патологической формы общего адаптационного ответа организма на вирусную инфекцию. Повышение уровня абсолютного количества лейкоцитов с увеличением процентного содержания нейтрофильных форм свидетельствует об увеличенном потреблении лейкоцитов в очагах повреждения.

Сопоставительный анализ интегральных индексов клеточной реактивности у пациентов с коронавирусной инфекцией выявил, что трансформация неспецифической адаптационной реакции характеризовалась повышением клеточной реактивности с углублением системной воспалительной реакции, повышением лейкоцитарного индекса интоксикации, преобладанием в лейкограмме клеточного пула неспецифической защиты. Острое развитие инфекционного процесса с преимущественным поражением легких в анализируемой группе пациентов сопровождалось активизацией воспалительно-некротических процессов, значительным увеличением (в 5,8 раза) лейкоцитарного индекса интоксикации, активизацией процессов неспецифической защиты и инициацией гиперчувствительности немедленного типа. Проведенными исследованиями установлено, что развитие иммунокомпрометированности у пациентов при новом штамме коронавирусной инфекции является одним из определяющих факторов течения заболевания. Так, значимая выраженность лабораторных проявлений иммунодефицита характеризовалась интенсификацией реакций неспецифической защиты с нарушением соотношения микрофагально-макрофагальной системы и преобладанием эффекторных звеньев иммунологического процесса.

Заключение

1. В развитии дезинтеграции гуморальных механизмов регуляции в организме пациентов с коронавирусной инфекцией определяющим фактором является инициация системной воспалительной реакции (1,4–3,9 раза), активация некробиотических процессов (в 5,8 раза), повышение активности макрофагально-микрофагальной неспецифической защиты (в 4,3 раза) на фоне понижения иммунологической реактивности (в 1,7 раза).

2. Объективная оценка степени тяжести эндогенной интоксикации у пациентов с острой вирусной SARS-CoV-2 инфекцией на клиническом уровне включает использование, наряду с данными классической гемограммы, информативных и прогностически значимых показателей клеточной реактивности организма, которые в интегральной форме достоверно отражают функциональное состояние основных органов и систем жизнеобеспечения организма, выраженность системной воспалительной реакции, катаболических процессов и эндотоксемию.

Библиографические ссылки

1. Novel coronavirus – Thailand (ex-China). *WHO* [Интернет; процитировано 19 января 2020 г]. Доступно по: <http://www.who.int/csr/don/14-january-2020-novel-coronavirusthailand/en/>
2. Chen Yu, Qianyun Liu, Guo Deyin. Emerging coronaviruses: genome structure, replication, and pathogenesis. *Journal of Medical Virology*. 2020;92 (4):418–423.
3. Zhou P, Yang XL, Wang XG, et al. A pneumonia outbreak associated with a new coronavirus of probable bat origin [published online ahead of print, 2020 February 03]. *Nature*. 2020. DOI: 10.1038/s41586-020-2012-7.
4. Geng L, Fan Y, Lai Y et.al. Coronavirus infections and immune responses. *Journal of Medical Virology*. 2020;92:424–432.
5. Hoffmann M, Kleine-Weber H, Krueger N, et al. The novel coronavirus 2019 (2019-nCoV) uses the SARS-coronavirus receptor ACE2 and the cellular protease TMPRSS2 for entry into target cells [published online ahead of print, 2020 January 31]. *bioRxiv*. 2020. DOI: [org/10.1101/2020.01.31.929042](https://doi.org/10.1101/2020.01.31.929042).
6. Wang D, Hu B, Hu C, et al. Clinical characteristics of 138 hospitalized patients with 2019 novel coronavirus-infected pneumonia in Wuhan, China [published online, 2020 February 07]. *JAMA*. DOI: 10.1001/jama.2020.1585.
7. Pan Luo, Dong Liu*, Juan Li. Pharmacological perspective: glycyrrhizin may be an efficacious therapeutic agent for COVID-19. *International Journal of Antimicrobial Agents* [published online, 2020 April 29]. DOI: 10.36233/0507-4088-2020-65-1-6-15.
8. Смолякова РМ. Клеточные тесты реактивности и показатели интоксикации в оценке гнойно-воспалительных осложнений у онкологических больных. *Медицинская панорама*. 2004;5:11–14.

References

1. Novel coronavirus – Thailand (ex-China). *WHO*. [Internet; cited 2020 January 19]. Available from: <http://www.who.int/csr/don/14-january-2020-novel-coronavirusthailand/en/>
2. Chen Yu, Qianyun Liu, Guo Deyin. Emerging coronaviruses: genome structure, replication, and pathogenesis. *Journal of Medical Virology*. 2020;92 (4):418–423.
3. Zhou P, Yang XL, Wang XG, et al. A pneumonia outbreak associated with a new coronavirus of probable bat origin [published online ahead of print, 2020 February 03]. *Nature*. 2020. DOI: 10.1038/s41586-020-2012-7.
4. Geng L, Fan Y, Lai Y et.al. Coronavirus infections and immune responses. *Journal of Medical Virology*. 2020;92:424–432.
5. Hoffmann M, Kleine-Weber H, Krueger N, et al. The novel coronavirus 2019 (2019-nCoV) uses the SARS-coronavirus receptor ACE2 and the cellular protease TMPRSS2 for entry into target cells [published online ahead of print, 2020 January 31]. *bioRxiv*. 2020. DOI: [10.1101/2020.01.31.929042](https://doi.org/10.1101/2020.01.31.929042).
6. Wang D, Hu B, Hu C, et al. Clinical characteristics of 138 hospitalized patients with 2019 novel coronavirus-infected pneumonia in Wuhan, China [published online, 2020 February 07]. *JAMA*. DOI: 10.1001/jama.2020.1585.
7. Pan Luo, Dong Liu*, Juan Li. Pharmacological perspective: glycyrrhizin may be an efficacious therapeutic agent for COVID-19. *International Journal of Antimicrobial Agents* [published online, 2020 April 29]. DOI: 10.36233/0507-4088-2020-65-1-6-15.
8. Smolyakova RM. Cellular reactivity tests and indicators of intoxication in the assessment of pyoinflammatory complications in cancer patients. *Medical panorama*. 2004;5:11–14. Russian.

Статья поступила в редколлегию 06.02.2021.
Received by editorial board 06.02.2021.

ИММУНОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ГЕМОРРАГИЧЕСКИХ ВАСКУЛИТОВ У ДЕТЕЙ

Д. Б. НИЖЕГОРОВА^{1), 2)}, Г. М. БАТЯН³⁾, М. Ю. ЮРКЕВИЧ³⁾, М. М. ЗАФРАНСКАЯ^{3), 2)}

¹⁾Международный государственный институт имени А. Д. Сахарова, Белорусский государственный университет, ул. Долгобродская, 23/1, 220070, г. Минск, Беларусь

²⁾Белорусская медицинская академия последипломного образования, ул. П. Бровки, 3/3, 220023, г. Минск, Беларусь

³⁾Белорусский государственный медицинский университет, пр-т Дзержинского, 83, 220116, г. Минск, Беларусь

В настоящее время заболеваемость детей геморрагическим васкулитом характеризуется увеличением во всех возрастных группах, что может быть связано с экологическим неблагополучием, наличием хронической инфекции, а также алергизирующим действием лекарственных препаратов и пищевых продуктов. Однако на сегодняшний день отсутствуют биомаркеры, прогнозирующие дальнейшее развитие геморрагической экзантемы в дебюте заболевания и ее исход. В данной работе представлены количественные и функциональные показатели клеточного и гуморального иммунитета у детей с геморрагическими васкулитами различного генеза, сопровождающиеся геморрагической экзантемой в дебюте заболевания. Установлено, что у детей с системным (иммунокомплексным) васкулитом снижено количество $\gamma\delta$ T-лимфоцитов в периферической крови наряду с высокой способностью данной популяции к активации, а также показана корреляция специфических аутоантител ANCA с количеством $\gamma\delta$ T-лимфоцитов в периферической крови и концентрацией специфических антител IgG EBNA-1. В то же время у детей с геморрагическим васкулитом инфекционно-аллергического генеза на фоне нормального содержания $\gamma\delta$ T-лимфоцитов выявлено снижение активационной способности данной субпопуляции. Таким образом, количественные и функциональные изменения $\gamma\delta$ T-лимфоцитов могут являться потенциальным лабораторным биомаркером ранней диагностики системных или инфекционно-аллергических геморрагических васкулитов у детей, что позволит прогнозировать дальнейшее течение заболевания.

Ключевые слова: геморрагический васкулит; иммунная система; фенотип; лимфоидные клетки; антитела.

Образец цитирования:

Нижегоорова ДБ, Батян ГМ, Юркевич МЮ, Зафранская ММ. Иммунологическая характеристика геморрагических васкулитов у детей. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2021;1:85–95. <https://doi.org/10.46646/2521-683X/2021-1-85-95>

For citation:

Nizheharodava DB, Batsian GM, Yurkevich MYu, Zafranskaya MM. Immunological features in children with hemorrhagic vasculitis. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2021;1:85–95. Russian. <https://doi.org/10.46646/2521-683X/2021-1-85-95>

Авторы:

Дарья Борисовна Нижегоорова – кандидат биологических наук, доцент, доцент кафедры иммунологии¹, ведущий научный сотрудник отдела иммунологии и биомедицинских технологий².

Галина Михайловна Батян – кандидат медицинских наук, доцент, доцент 1-ой кафедры детских болезней.

Мария Юрьевна Юркевич – кандидат биологических наук, доцент кафедры иммунологии.

Марина Михайловна Зафранская – доктор медицинских наук, доцент, заведующий кафедрой иммунологии, главный научный сотрудник отдела иммунологии и биомедицинских технологий.

Authors:

Darya B. Nizheharodava, PhD (biology); docent; associate professor at the department of immunology, faculty of ecological medicine¹; leading researcher at the department of immunology and biomedicine technology, scientific research labor².

nzh@tut.by

Galina M. Batsian, PhD (medicine), docent; associate professor at the 1st Childhood diseases department.

galina_batsian@rambler.ru

Mariya Yu. Yurkevich, PhD (biology); associate professor at the department of immunology.

marija4567@gmail.com

Marina M. Zafranskaya, doctor of science (medicine), docent; head at the department of immunology, faculty of ecological medicine, ISEI BSU; primary investigator at the department of immunology and biomedicine technology, scientific research labor.

zafranskaya@gmail.com

IMMUNOLOGICAL FEATURES IN CHILDREN WITH HEMORRHAGIC VASCULITIS

D. B. NIZHEHARODAVA^{a, b}, G. M. BATSIAN^c, M. Yu. YURKEVICH^a, M. M. ZAFRANSKAYA^{a, b}

^aInternational Sakharov Environmental Institute, Belarusian State University,

23/1 Daubhabrodskaja Street, Minsk 220070, Belarus

^bBelarusian Medical Academy of Postgraduate Education

3/3 Petrusia Broŭki Street, Minsk 220013, Belarus

^cBelarusian State Medical University,

83 Dzjarzhynskaga Avenue, Minsk 220116, Belarus

Corresponding author: D. B. Nizheharodava (nzh@tut.by)

Currently the incidence of hemorrhagic vasculitis in children is characterized by an increase in all age groups what may be associated with environmental problems, chronic infection as well as food and drugs allergy. To date there are no biomarkers predicting the further development of hemorrhagic exanthema at the onset of the disease and followed its outcome. The quantitative and functional features of cellular and humoral immunity in children with hemorrhagic vasculitis of various origins accompanied by hemorrhagic exanthema at the onset of the disease are presented in this article. The reduction of $\gamma\delta$ T-cells number in the peripheral blood correlated with levels of specific antineutrophil cytoplasmic antibodies and IgG EBNA-1 antibodies against a high ability of $\gamma\delta$ T-cells to activation were established in children with systemic (immunocomplex) vasculitis. At the contrast, the background of a normal $\gamma\delta$ T-lymphocytes' content was associated with the decrease in $\gamma\delta$ T-cells activation capacity in children with hemorrhagic vasculitis of infectious-allergic genesis. Thus, quantitative and functional changes in $\gamma\delta$ T-lymphocytes can be a potential labor biomarker for early diagnosis of systemic or infectious-allergic hemorrhagic vasculitis in children what may be used for the further disease course prediction.

Keywords: hemorrhagic vasculitis; immune system; phenotype; lymphoid cells; antibodies.

Введение

Среди детского населения наиболее распространенной нозологической формой васкулитов является геморрагический васкулит (ГВ), представляющий собой комплексное полиэтиологическое заболевание, которое возникает как гиперергическая реакция макроорганизма с измененной реактивностью под воздействием эндогенных (генетических, иммунологических) и/или экзогенных (экологическое воздействие, инфекционные агенты) факторов и характеризуется воспалительной реакцией в стенке кровеносного сосуда [1]. Локализация, размер и степень повреждения сосуда, а также тип развивающихся патофизиологических реакций определяют фенотип и тяжесть заболевания [2]. У детей ГВ может протекать достаточно тяжело, нередко принимает рецидивирующую форму с вовлечением в патологический процесс внутренних органов, в частности, нарушением функции почек и формированием хронического гломерулонефрита с последующим исходом в хроническую почечную недостаточность [3].

Согласно литературным данным существует генетическая предрасположенность к развитию ГВ, которая ассоциируется с HLA B8, Bw35, A1, A2, A10, C3, дефицитом компонента C7 системы комплемента, часто выявляется ТТ-генотип TGF- β -509 [4]. Существенная роль в возникновении заболевания принадлежит очагам хронической инфекции в организме. Известно, что развитию ГВ в 60–80 % случаев предшествует инфекция верхних дыхательных путей. Особый интерес представляют герпесвирусные-инфекции, вызванные вирусом простого герпеса 1-го и 2-го типов (HSV-1, -2), вирусом ветряной оспы (VZV), вирусом Эпштейна–Барр (EBV), цитомегаловирусом (CMV) и розеоловирусом (HHV-6). Кроме того, ГВ могут ассоциироваться с лекарственной и пищевой аллергией [5].

В основе большинства сосудистых повреждений при ГВ лежат иммунологически обусловленные патологические реакции. Среди предполагаемых триггерных механизмов иммунопатогенеза ГВ рассматривают феномен молекулярной мимикрии, стимуляция суперантигенами, клеточная активация распознающими рецепторами TLR (Toll-like receptors), анти-идиотипический ответ нейтрофильной внеклеточной «ловушки» NETs (neutrophil extracellular traps), дефекты моноцит-макрофагальной системы, гиперкомplementемия, нарушение баланса регуляторных Т-клеток, что впоследствии приводит к развитию клеточного и гуморального иммунного ответа. Известно, что в манифестации ГВ имеют значение следующие механизмы: иммунокомплексное повреждение; гиперчувствительность замедленного типа; аутоиммунные реакции; псевдоаллергический механизм [6].

Основной патогенетический механизм ГВ – образование циркулирующих иммунных комплексов (ЦИК) и активация компонентов системы комплемента. Чрезмерное накопление ЦИК в условиях преобладания антигенов или при недостаточном образовании антител приводит к отложению их на эндотелии

микроциркуляторного русла, а также в коже и внутренних органах, с последующей активацией белков системы комплемента и вторичном изменении сосудистой стенки. В результате микрососуды подвергаются асептическому воспалению с деструкцией стенок и последующим тромбообразованием. При этом в иммунных комплексах чаще всего выявляют иммуноглобулины класса А (IgA) [7].

Наряду с гуморальным иммунным ответом развиваются иммунные реакции, опосредованные Т-лимфоцитами, которые характеризуются формированием гранулематозного воспаления. Клеточный состав гранулем при этом представлен в первую очередь Т-лимфоцитами (как $CD4^+$, так и $CD8^+$ Т-клетками) и инфильтратами макрофагов. В механизмах возникновения Т-клеточно-опосредованного иммунного воспаления важную роль могут играть нарушения процессов распознавания антигенов Т-лимфоцитами [8]. Кроме того, особый интерес в патогенезе ГВ представляет минорная популяция $\gamma\delta$ Т-лимфоцитов, которая может проявлять как выраженные цитотоксические свойства, так и участвовать в регуляции иммунокомплексного воспаления [9].

В связи с отсутствием специфических лабораторных тестов, уточнение характера иммунологических нарушений у пациентов с геморрагической сыпью на ранних этапах развития заболевания дает возможность провести раннюю дифференциальную диагностику и прогнозировать дальнейшее течение заболевания. В данной работе представлены количественные и функциональные показатели клеточного и гуморального иммунитета у детей с заболеваниями, сопровождающимися геморрагической экзантемой в дебюте, для выявления потенциального биомаркера раннего прогнозирования манифестации геморрагического васкулита.

Материалы и методы

Материалом исследования явилась периферическая венозная кровь детей с заболеваниями, сопровождающимися геморрагической экзантемой ($n = 27$), находившихся на стационарном лечении в УЗ «Городская детская инфекционная клиническая больница» г. Минска. Среди обследованных детей 52 % пациентов – мужского пола ($n = 14$) и 48 % пациентов – женского пола ($n = 13$). Возрастная медиана составила 4,0 ($2,5 \div 9,5$) года (минимальный возраст пациентов – 0,5 года, максимальный – 17 лет).

Установлено, что наибольшее количество заболевших детей приходилось на возраст 1–4 года (рис. 1). При этом заболеваемость не зависела от гендерной принадлежности и практически равно распределялась у мальчиков и девочек (табл. 1).

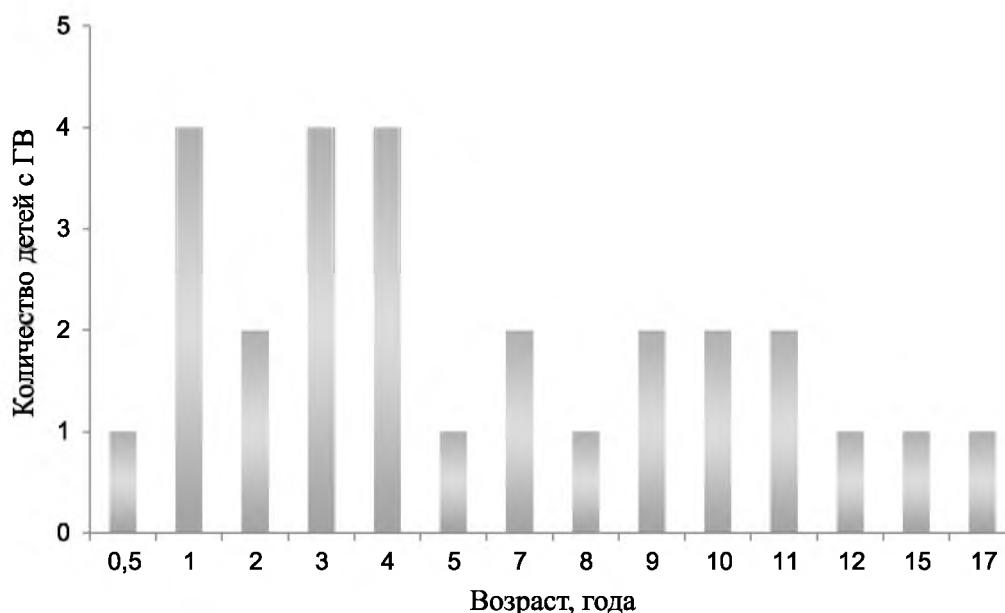


Рис. 1. Возрастное распределение детей с ГВ

Fig. 1. Age distribution of children with hemorrhagic vasculitis

Согласно клиническому диагнозу сформированы группы пациентов с проявлениями ГВ: группа 1 – системные (иммунокомплексные) васкулиты и группа 2 – инфекционно-аллергические васкулиты. Клинико-демографическая характеристика детей в исследуемых группах представлена в табл. 1.

Таблица 1

Клинико-демографическая характеристика детей с ГВ, *Me* (25%÷75%)

Table 1

Clinical and demographic characteristics of children with hemorrhagic vasculitis, *Me* (25%÷75%)

Группа	Количество пациентов	Возраст, г	Пол, м/ж	Клиническая группа
группа 1	n=11	2,0 (1,0÷10,0)	6/5	Системные (иммунокомплексные) васкулиты
группа 2	n=16	4,5 (3,0÷8,5)	7/8	Инфекционно-аллергические васкулиты

Все пациенты, за исключением 2 детей с предварительным диагнозом «болезнь Kawasaki» имели в дебюте заболевания геморрагическую сыпь. Сыпь выявлялась у 90 % пациентов группы 1 и у 94 % пациентов группы 2 (табл. 2). По локализации сыпи статистически значимых различий в исследуемых группах не выявлено.

Таблица 2

Характеристика сыпи по клиническим группам детей

Table 2

Rash characteristics in children clinical groups

Характеристика сыпи	Клиническая группа	
	группа 1	группа 2
Наличие сыпи	90 %	94 %
Длительность сыпи, дни	4–34	2–10
Пигментация после сыпи	30 %	25 %
Рецидивы сыпи	10 %	–
Зуд	–	13 %
Шелушение на месте сыпи	30 %	7 %
Суставной синдром	40 %	31 %
Локализация	Лицо, живот, грудь, нижние и верхние конечности, ягодицы	Лицо, живот, грудь, подмышечная область нижние и верхние конечности, спина, ягодицы

Диагнозы при поступлении выставлялись следующие: острая респираторная инфекция, вазопатия (n=5), иерсиниоз (n=2), инфекционный мононуклеоз (n=4), геморрагический васкулит (n=9), алергосепсис Вислера–Фанкони (n=1), узловатая эритема (n=2), болезнь Kawasaki (n=2), многоформная экссудативная эритема (n=2). Окончательные диагнозы: геморрагический васкулит (n=6), синдром Kawasaki (n=3), узловатая эритема (n=1), алергосепсис Вислера–Фанкони (n=1), инфекционный мононуклеоз (n=3), острая респираторная инфекция, вазопатия (n=10), многоформная экссудативная эритема (n=3). Окончательный диагноз соответствовал предварительному в 50 % случаев.

Метод проточной цитометрии. Иммунофенотипирование лимфоцитов осуществляли методом проточной цитометрии с использованием 5-канального проточного цитометра FC500 («Beckman Coulter», США) и 2 панелей моноклональных антител CYTO-STAT Tetra CHROME, включающих CD45-FITC, CD4-RD1, CD8-ECD, CD3-PC5 и CD45-FITC, CD56-RD1, CD19-ECD, CD3-PC5 («Beckman Coulter», США, «R&D», Канада). Количество минорной популяции $\gamma\delta$ T-лимфоцитов определяли с использованием моноклональных антител к $\gamma\delta$ TCR-FITC, CD45-PE, CD8-PC5, CD3-PC7 («Beckman Coulter», США). Цельную гепаринизированную периферическую венозную кровь инкубировали с соответствующими антителами или негативными контролями в течение 15 мин в темноте при комнатной температуре. Для лизирования эритроцитов использовали раствор Optu Lyse B («Beckman Coulter», США).

Культуральный метод. Функциональную активность $\gamma\delta$ T-лимфоцитов определяли в культуре мононуклеаров периферической крови (МПК) в присутствии 10 мкМ специфического активатора изопентенил пирофосфата (IPP, isopentenyl pyrophosphate, «Fluka», Швейцария). МПК выделяли из цельной периферической венозной крови центрифугированием на градиенте плотности Histopaque-1077 («Sigma», Германия) в течение 30 мин при 1500 об/мин и 4°C с последующим 2-кратным отмыванием в фосфатно-буферном растворе

(ФБР, «Gibco», Германия) в течение 10 мин при 1500 об/мин и 4°C. МПК культивировали в концентрации $2 \cdot 10^5$ клеток/лунку 96-луночного планшета в культуральной среде RPMI-1640 с добавлением 25 мМ HEPES, 2 мМ L-глутамин, 1 % антибиотика («Sigma», Германия), 10 % инактивированной человеческой сыворотки группы АВ («РНПЦ трансфузиологии и медицинских биотехнологий», Республика Беларусь), 100 Ед/мл рекомбинантного интерлейкина-2 (ИЛ-2, «Sigma», Германия) при 37 °С в CO₂-инкубаторе в течение 6 суток.

Иммуноферментный анализ. Для определения общих и специфических иммуноглобулинов, интерферона-α (IFNα) использовали следующие наборы для иммуноферментного анализа: «Иммуноскрин-Г,М,А-ИФА-БЕСТ» (А-8674, «Вектор-Бест», Россия), «ВектоЦМВ-IgM» (D-1552, «Вектор-Бест», Россия), «ВектоЦМВ-IgG» (D-1554, «Вектор-Бест», Россия), «Лайм Бест-IgG» (D-1452, «Вектор-Бест», Россия), «Anti-EBNA-1 ELISA (IgG)» (EI 2793-9601 G, «Euroimmun», Германия) и «альфа-Интерферон-ИФА-БЕСТ» (А-8758, «Вектор-Бест», Россия) в соответствии с рекомендациями изготовителя. Измерение оптической плотности раствора в образцах выполняли с использованием иммуноферментного анализатора «Thermo Fischer» (Германия) при $\lambda=450$ нм и $\lambda=620-650$ нм.

Метод прямой иммунофлуоресценции. Анти-нейтрофильные цитоплазматические антитела (ANCA) определяли в сыворотке пациентов методом прямой флуоресценции с использованием тест-системы «ANCA-РИФ-ТЕСТ» («РНПЦ эпидемиологии и микробиологии», Беларусь) и флуоресцентного микроскопа Axiovert 200 («Carl Zeiss», Германия) согласно инструкции производителя. Результаты флуоресценции оценивались полуколичественно.

Статистический анализ. Статистическую обработку данных проводили с использованием программы Statistica 7.0. Для проверки на нормальность распределения применяли критерий Холмогорова-Смирнова. Сравнение 2 групп и определение достоверности различий осуществляли непараметрическим критерием Манна – Уитни. Корреляционный анализ выполняли путем определения коэффициентов корреляции по Спирмену. Во всех случаях результаты считали статистически значимыми при $p<0,05$. Полученные данные представлены в медианах (Me) с 25 и 75 % процентилями.

Результаты исследования и их обсуждение

Характеристика клеточных факторов иммунного ответа у детей с ГВ. В периферической крови детей с ГВ исследовано количественное содержание лимфоцитов и охарактеризован их субпопуляционный состав. Сравнительная характеристика относительного содержания субпопуляций лимфоидных клеток в клинических группах детей с ГВ представлена в табл. 3.

У детей группы 1 относительно группы 2 установлено статистически значимое увеличение количества CD3⁺Т-лимфоцитов, главным образом, за счет повышения процентного содержания CD8⁺Т-клеток ($p<0,05$), что привело к инверсии соотношения Т-хелперов/цитотоксических Т-лимфоцитов (табл. 3). Кроме того, у детей с иммунокомплексными васкулитами показана тенденция к увеличению незрелых CD4⁺CD8⁺Т-клеток.

В ходе исследования выявлена тенденция к снижению CD19⁺В-лимфоцитов в обеих исследуемых группах относительно нормативных показателей. Количество субпопуляций натуральных киллеров (НК-и НКТ-клеток) статистически значимо не изменялось, однако в группе 2 отмечалась преимущественная экспрессия CD56^{low} маркера, характерного для истинных НК-клеток.

У пациентов с системными васкулитами наряду с увеличением относительного количества классической популяции αТ-лимфоцитов установлено снижение минорной популяции CD3⁺Т-лимфоцитов, экспрессирующих γδ Т-клеточный рецептор ($p<0,05$).

В связи с установленными количественными изменениями субпопуляции γδТ-лимфоцитов проведены исследования функциональных свойств данной популяции клеток. Показано, что способность γδТ-лимфоцитов к активации в ответ на специфический стимулятор ИРР у детей с ГВ варьировала в зависимости от генеза заболевания и снижена в группе детей с васкулитами инфекционно-аллергического генеза по сравнению с аналогичным показателем в группе с системными васкулитами ($p<0,05$) (рис. 2). Индексы стимуляции γδТ-лимфоцитов при культивировании с ИРР составили в группе 1 – 5,09 ($3,95 \div 5,50$) и в группе 2 – 1,78 ($1,70 \div 2,50$).

Согласно литературным данным субпопуляция γδТ-лимфоцитов представляет собой гетерогенную минорную популяцию Т-лимфоцитов периферической крови, но доминирует среди популяций лимфоидных Т-клеток слизистых оболочек, сочетая в себе свойства как клеток врожденного, так и приобретенного иммунитета. В силу своей гетерогенности популяция γδТ-лимфоцитов обладает многообразными биологическими функциями, которые определяются многими факторами: структурой антигенных рецепторов, распределением клеток в тканях, локальным микроокружением, способом активации клеток и стадией иммунного ответа, на которой происходит их активация и др. [9, 10]. У детей с ГВ популяция γδТ-лимфоцитов характеризуется различным функциональным состоянием. Так, при системном (иммунокомплексном) генезе васкулита наблюдается снижение количества γδТ-лимфоцитов в периферической крови и высокая способность к активации, что может отражать миграцию данной субпопуляции в ткани и активное

вовлечение в иммунопатогенез системного васкулита. У детей с ГВ инфекционно-аллергического генеза при нормальном содержании $\gamma\delta$ T-лимфоцитов в периферической крови активационная способность данной субпопуляции значительно снижена.

Таблица 3

Количество субпопуляций лимфоидных клеток у детей с ГВ

Table 3

The numbers of lymphoid cell subsets in children with hemorrhagic vasculitis

Иммунологический показатель	Относительное содержание, %		p
	группа 1	группа 2	
Лимфоциты	62,2 (35,0÷65,1)	51,5 (39÷70,5)	<i>n.s.</i>
CD3 ⁺ T-клетки	74,4 (68,8÷75,8)	63,95 (59,9÷70,1)	p<0,05
CD3 ⁺ CD4 ⁺ Т-хелперы	33,1 (27,9÷67,8)	52,25 (37÷55,6)	p<0,05
Цитотоксические CD3 ⁺ CD8 ⁺ Т-клетки	55,9 (27,4÷66,9)	38,6 (32,5÷49,9)	p<0,05
Иммунорегуляторный индекс	0,59 (0,50÷1,53)	1,43 (1,04÷1,67)	<i>n.s.</i>
Незрелые CD3 ⁺ CD4 ⁺ CD8 ⁺ Т-клетки, %	1,22 (0,58÷1,91)	0,78 (0,59÷1,36)	<i>n.s.</i>
CD56 ⁺ NK-клетки, %	8,51 (6,47÷12,33)	10,7 (7,37÷11,15)	<i>n.s.</i>
CD56 ⁺ CD3 ⁺ NKT-клетки, %	0,75 (0,36÷1,93)	1,185 (0,55÷2,49)	<i>n.s.</i>
CD19 ⁺ В-лимфоциты, %	10,2 (6,06÷23,9)	12,45 (11÷27,85)	<i>n.s.</i>
$\gamma\delta$ TCR ⁺ CD3 ⁺ Т-клетки, %	1,88 (1,58÷3,71)	3,34 (2,08÷5,17)	p<0,05

Примечание: p - статистически значимые различия между группами; *n.s.* – статистически значимые различия отсутствуют.

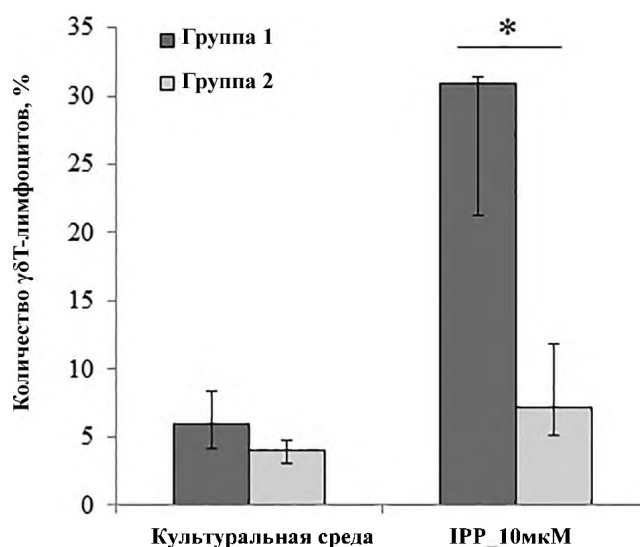


Рис. 2. Количество $\gamma\delta$ T-лимфоцитов (%) в условиях специфической стимуляции IPP у пациентов с различными патогенетическими формами ГВ.

Примечание: * – p<0,05, статистически значимые различия между исследуемыми группами

Fig. 2. $\gamma\delta$ T-lymphocytes number (%) under specific IPP stimulation condition in children with different pathogenetic pattern of hemorrhagic vasculitis.

Note: * – p<0,05, statistically significant differences in investigated groups

Характеристика гуморальных факторов иммунного ответа у детей с ГВ. Серологические маркеры воспалительного процесса (С-реактивный белок (СРБ), скорость оседания эритроцитов (СОЭ), IFN α) представлены в табл. 4. У детей с системными васкулитами установлено увеличение концентрации СРБ и СОЭ ($p<0,01$) по сравнению с аналогичными показателями детей инфекционно-аллергическими васкулитами. При этом у детей группы 1 с увеличением СРБ повышались значения СОЭ и прослеживается обратная корреляция с удельным содержанием γ ДТ-лимфоцитов в периферической крови ($R = -0,7$; $p<0,05$), что может являться результатом миграции клеток в ткани в ходе развития иммунного воспаления.

Таблица 4

Серологические маркеры воспалительного процесса у детей с ГВ

Table 4

Serological markers of inflammation in children with hemorrhagic vasculitis

Показатели	Клиническая группа		p
	группа 1	группа 2	
СРБ, мг/л	54,9 (17,0÷92,8)	4,7 (3,5÷16,7)	$p<0,01$
СОЭ, мл/ч	34,0 (28,0÷40,0)	18,0 (8,0÷25,0)	$p<0,01$
IFN α , пг/мл	2,3 (1,3÷3,4)	12,5 (9,3÷15,7)	$p<0,01$

Примечание: p - статистически значимые различия между группами.

На фоне повышения СРБ и СОЭ у детей группы 1 регистрировался низкий уровень синтеза IFN α , который обладает антивирусной, антипролиферативной и иммуномодулирующей активностью. Известно, что ряд аутоиммунных заболеваний и острых вирусных инфекций, характеризуются подавлением индуцируемой продукции IFN α . В норме, под влиянием IFN α на поверхности клеток увеличивается экспрессия антигенов главного комплекса гистосовместимости I класса, что способствует иммунологическому распознаванию внутриклеточных антигенов и активации механизмов специфической цитотоксичности, а также повышается продолжительность жизни цитотоксических CD8⁺T-лимфоцитов за счет экспрессии антиапоптотических генов. IFN α также усиливает экспрессию Fc-рецептора на мембране макрофагов, что увеличивает эффективность антитело-зависимой цитотоксичности, и играет решающую роль в созревании и дифференцировке дендритных клеток [2, 11]. Снижение способности лимфоцитов синтезировать данный цитокин у детей с ГВ системного генеза свидетельствует о предположительном врожденном или приобретенном дефекте системы интерферонов и может являться показанием для интерферон-стимулирующей терапии.

В табл. 5 представлены результаты определения сывороточных иммуноглобулинов у детей исследуемых групп. Анализ полученных результатов проведен с учетом возрастных норм. У детей группы 1 в 50 % случаев отмечено увеличение количества IgM и IgA, а в 20 % случаев – IgG. В группе 2 наблюдалось преимущественное увеличение концентрации IgM (50 %), в то время как IgG и IgA увеличивались, соответственно в 37,5 и 12,0 % случаев.

Таблица 5

Концентрация иммуноглобулинов в исследуемых группах детей с различными формами течения ГВ

Table 5

Immunoglobulins concentration in children with different patterns of hemorrhagic vasculitis

Клиническая группа	Концентрация Ig, г/л		
	IgM	IgA	IgG
группа 1	1,88 1,43÷2,32	2,30 0,82÷4,12	8,02 6,89÷13,28
группа 2	1,88 1,25÷2,46	2,42 1,02÷2,95	11,39 8,68÷17,83

Повышение уровня общих иммуноглобулинов может свидетельствовать об активном формировании первичного и вторичного гуморального иммунного ответа у пациентов с ГВ с дальнейшим образованием

ЦИК и активации системы комплемента. Согласно литературным данным в большинстве случаев (80 %) ЦИК представлены IgA, однако, в состав иммунных депозитов могут также входить IgG (в 20 % случаев), IgM, С3 и фибрин [12].

Для идентификации этиологического фактора проведены качественные исследования для выявления специфических иммуноглобулинов к следующим инфекционным агентам: HSV-1, -2, CMV, EBV, энтеровирусы (EV1), вирус гепатита В (HBsAg), вирус гепатита С (HCV), *Borrelia burgdorferi* s. l., *Chlamydia pneumoniae*, *Mycoplasma pneumoniae*, бактериологические исследования на определение *Mycoplasma pneumoniae*, *Staphylococcus epidermidis*, *Neisseria meningitidis*, *Corynebacterium diphtheriae*, *Streptococcus pneumoniae*, *Yersinia*, *Giardia*, *Candida* spp., а также выявление ротавируса и глистных инвазий. Установлено, что клиническая манифестация ГВ в 73 % случаях ассоциировалась с вирусной, бактериальной или вирусно-бактериальной сочетанной инфекцией. В качестве основных этиологических агентов идентифицированы: EBV (61,5 %), CMV (26,9 %), *Borrelia burgdorferi* s. l. (7,7 %), *Staphylococcus epidermidis* (7,7 %), *Streptococcus pneumoniae* (3,8 %), *Yersinia* (3,8 %), *Chlamydia pneumoniae* (3,8 %), *Candida* spp. (3,8 %) (рис. 3).

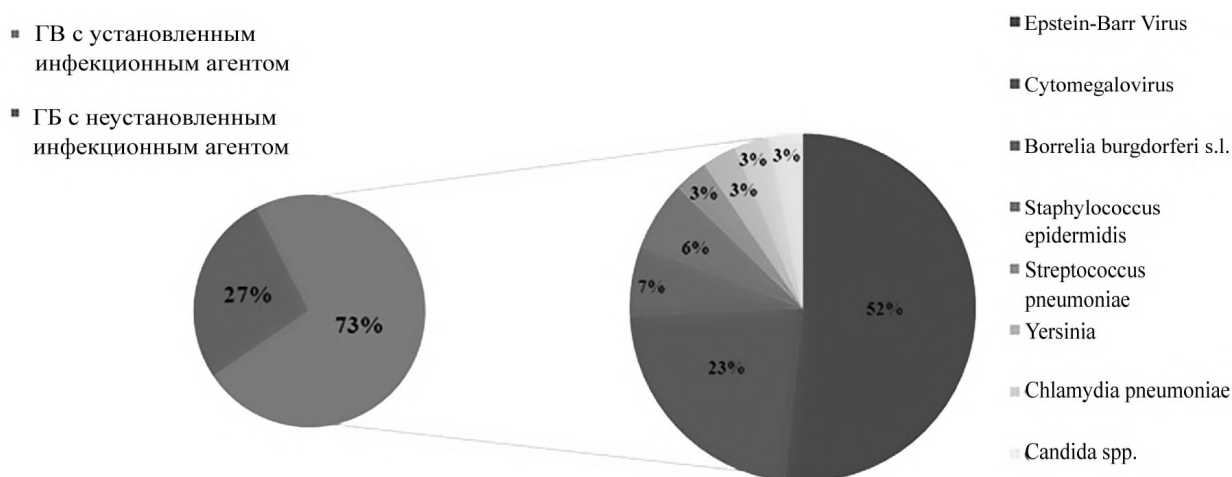


Рис. 3. Инфекционный агент как этиологический фактор ГВ у детей

Fig. 3. Infectious agent as an etiological factor of hemorrhagic vasculitis in children

Принимая во внимание, что в большинстве случаев ГВ ассоциировался с наличием EBV, проведены количественные исследования специфического IgG к нуклеарному антигену EBNA-1, представляющему собой единственный антиген вируса Эпштейна–Барр, который экспрессируется как в латентной, так и литической фазе вирусной инфекции. Синтез IgG EBNA-1 происходит на более поздних стадиях противовирусного иммунного ответа, однако, в ряде случаев может регистрироваться и в острой фазе заболевания [13]. Установлено, что у детей с ГВ специфический IgG EBNA-1 определялся в диапазоне 58,4 (0,9 ÷ 139,0) RU/мл. При этом, у детей группы 2 наблюдалось статистически значимое увеличение IgG EBNA-1 по сравнению с группой 1. Наряду с EBV у детей с ГВ в 23 % случаев идентифицировалась цитомегаловирусная инфекция. Показано, что IgM CMV регистрировались только у детей с иммунокомплексными васкулитами, в то время как IgG CMV выявлялись во всех исследуемых группах с ГВ. Кроме того, в группе 1 отмечалось наличие IgG *Borrelia burgdorferi* s. l. (табл. 6).

Таблица 6

Количество специфических иммуноглобулинов в исследуемых группах детей с ГВ

Table 6

Antibodies concentration in investigated groups of children with hemorrhagic vasculitis

Клиническая группа	IgG EBNA-1, RU/ml	IgM CMV, %	IgG CMV, %	IgG <i>Borrelia burgdorferi</i> s. l., %
группа 1	19,6 [4,8 ÷ 53,2]	20	30	20
группа 2	101,7 [0,0 ÷ 150,1]	–	18,7	–
p	p<0,05		n.s.	

Примечание: p - статистически значимые различия между группами; n.s. – статистически значимые различия отсутствуют.

При проведении корреляционного анализа выявлены взаимосвязи общего количества IgG и уровня специфических антител IgG к ядерному антигену EBNA-1 вируса Эпштейна–Барр ($R=0,61$; $p<0,001$); общего количества IgG и уровня специфических антител IgG CMV ($R=0,42$; $p<0,05$), что свидетельствует о ведущей роли вируса Эпштейна–Барр и цитомегаловируса как основных этиологических факторов, инициирующих развитие ГВ у детей.

Персистенция EBV в организме может приводить к развитию ANCA-ассоциированных системных васкулитов, в том числе гранулематозу Вегенера и микроскопическому полиангиту. При этом инфекционный агент может выступать в качестве потенциального триггера воспалительного каскада и приводить к срыву ауто толерантности в результате феномена молекулярной мимикрии [14].

Для выявления аутоиммунного компонента у детей с ГВ определены ANCA, представляющие класс органоспецифических аутоантител, реагирующие с различными компонентами цитоплазмы нейтрофилов и моноцитов, и являющиеся специфическим маркером системных васкулитов. Особенно важное значение имеют ANCA, реагирующие с различными ферментами цитоплазмы нейтрофилов: протеиназой-3, миелопероксидазой, реже с лактоферином, катепсином G и др. Протеиназа-3 и миелопероксидаза экспрессируются на мембране нейтрофилов при стимуляции цитокинами (фактор некроза опухоли- α , интерлейкин-8) или в процессе апоптоза нейтрофилов. Связывание ANCA с мембран-ассоциированными формами данных ферментов приводит к активации нейтрофилов, индуцирует хемотаксис, продукцию оксида азота, адгезию нейтрофилов к эндотелию, гиперэкспрессию молекул адгезии на мембране нейтрофилов и эндотелиальных клеток [8, 15].

В 68,7 % случаев у детей с ГВ выявлены ANCA. При этом, наибольшая интенсивность свечения цитоплазмы нейтрофилов (3+) зарегистрирована в группе детей с инфекционно-аллергическими васкулитами (рис. 4), однако в группе с иммунокомплексными васкулитами ANCA идентифицировались в большем проценте случаев (71,4 %).

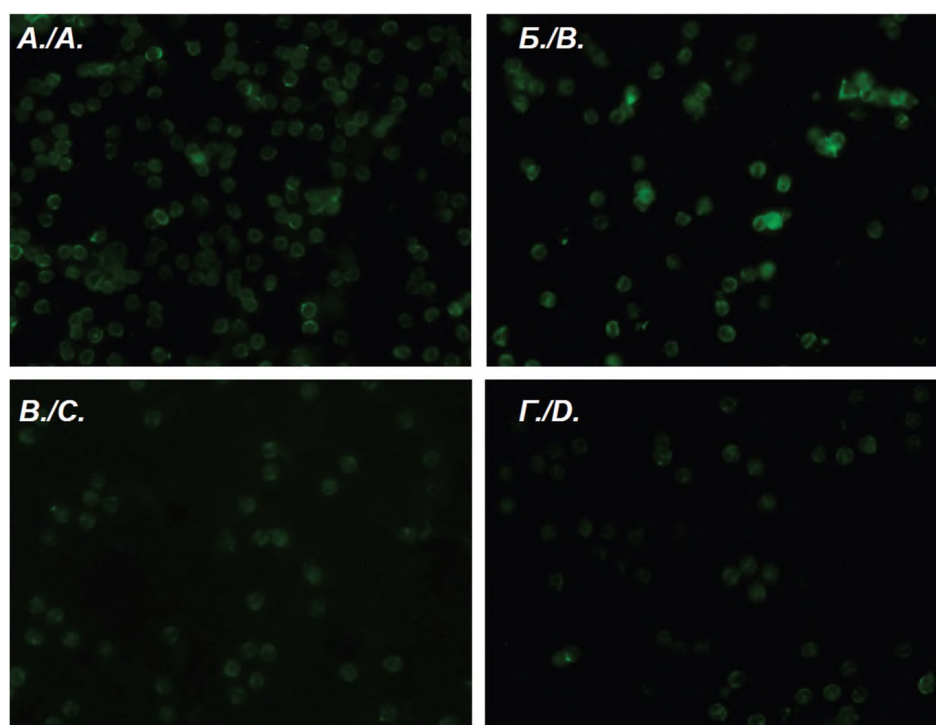


Рис. 4. Идентификация ANCA методом прямой иммунофлуоресценции в сыворотках детей с ГВ.

Примечание: А – положительный контроль, Б – сыворотка пациента с ГВ группы 2 (+++), В – сыворотка пациента с ГВ группы 1 (++) , Г – сыворотка пациента с ГВ группы 2 (+).

Fig. 4. ANCA identification by direct immunofluorescence in sera of children with hemorrhagic vasculitis.

Note: A – positive control, B – serum of patient with hemorrhagic vasculitis from group 2 (+++), C – serum of patient with hemorrhagic vasculitis from group 1 (++) , D – serum of patient with hemorrhagic vasculitis from group 2 (+).

Наличие ANCA коррелировало с количеством $\gamma\delta$ T-лимфоцитов ($R=0,95$; $p<0,01$) и концентрацией специфических антител IgG EBNA-1 ($R=0,59$; $p<0,01$), что, предположительно, подтверждает гипотезу молекулярной мимикрии инфекционного агента и катионных нейтрофильных белков, согласно которой на фоне инфекции инициируется синтез ANCA.

Заключение

У детей с ГВ клиническая манифестация болезни в 73 % случаях ассоциировалась с вирусной, бактериальной или вирусно-бактериальной сочетанной инфекцией.

Установлены выраженные различия в иммунологических показателях клеточного звена иммунитета: у детей с системными ГВ по сравнению с ГВ инфекционно-аллергического генеза регистрируется увеличение относительного количества классических $CD3^+ \alpha\beta$ Т-лимфоцитов, сопровождающееся инверсией соотношения Т-хелперы/Т-цитотоксические, и снижение количества минорной популяции $CD3^+ \gamma\delta$ Т-лимфоцитов, которые обратно пропорционально коррелируют с уровнем СРБ и СОЭ ($R = -0,7$; $p < 0,05$).

Т-лимфоциты с $\gamma\delta$ Т-клеточным рецептором характеризуются различным функциональным состоянием в исследуемых группах детей с ГВ. При системном (иммунокомплексном) генезе васкулита, несмотря на снижение количества $\gamma\delta$ Т-лимфоцитов в периферической крови, наблюдается высокая способность данной популяции к активации и, соответственно, вовлечение в иммунопатогенез системного васкулита. У детей с ГВ инфекционно-аллергического генеза при нормальном содержании $\gamma\delta$ Т-лимфоцитов в периферической крови активационная способность значительно снижена, что может являться причиной нарушения реализации механизмов противоинфекционной защиты.

Кроме того, выявленная корреляция специфических аутоантител ANCA с количеством $\gamma\delta$ Т-лимфоцитов в периферической крови и концентрацией специфических антител IgG EBNA-1, предположительно, подтверждает гипотезу молекулярной мимикрии инфекционного агента и катионных нейтрофильных белков, согласно которой на фоне инфекции инициируется синтез ANCA.

Таким образом, представленные данные о количественных и функциональных изменениях $\gamma\delta$ Т-лимфоцитов свидетельствуют о том, что данная популяция клеток может являться потенциальным лабораторным биомаркером ранней диагностики системных (по количественному показателю) или инфекционно-аллергических (по функциональному потенциалу) ГВ у детей исследуемых групп, что позволит провести раннюю дифференциальную диагностику и прогнозировать дальнейшее течение заболевания.

Библиографические ссылки

1. Muñoz-Grajales C and Pineda C. Pathophysiological Relationship between Infections and Systemic Vasculitis. *Autoimmune Diseases*. 2015; Volume 2015. Article ID 286783, 8 pages. DOI: 10.1155/2015/286783.
2. Schnabel A and Hedrich C. Childhood Vasculitis. *Front Pediatr*. 2019; 6:421–431. DOI: 10.3389/fped.2018.00421.
3. Eleftheriou D, Batu E, Ozen S and Brogan P. Vasculitis in children. *Nephrol Dial Transplant*. 2015;30:i94–i103. DOI: 10.1093/ndt/gfu393.
4. Falcini F and Cimaz R. Update on vasculitis in childhood. *Future Rheumatol*. 2006;1(6):751–760. DOI: 10.2217/17460816.1.6.751.
5. Mamyrbayeva M, Isanguzhina Zh, Shilmanova A, Nurgaliev N & Ismambetova G. Herpesvirus Infection in Development of Hemorrhagic Vasculitis in Children (Literature Review). *International Journal of Engineering and Technology (UAE)*. 2018;7:326–329. DOI: 10.14419/ijet.v7i4.38.24494.
6. Ramirez G, Maugeri N, Sabbadini M, Rovere-Querini P and Manfredi A. Intravascular immunity as a key to systemic vasculitis: a work in progress, gaining momentum // *Clinical and Experimental Immunology*. 2013;175:150–166. DOI: 10.1111/cei.12223.
7. Weiss P. Pediatric vasculitis. *Pediatr Clin North Am*. 2012;59(2):407–423. DOI: 10.1016/j.pcl.2012.03.013.
8. Wilde B, Thewissen M, Damoiseaux J, van Paassen P, Witzke O and Tervaert JW. T-cells in ANCA-associated vasculitis: what can we learn from lesional versus circulating T-cells? *Arthritis Research & Therapy*. 2010;12:204–212. URL: <http://arthritis-research.com/content/12/1/204>.
9. Kabelitz D, Fazio J, Adam-Klages S, Marget M, Oberg H, Wesch D, Lamprecht P. Gamma delta T-cells: basic features and potential role in vasculitis. *Clinical and Experimental Rheumatology*. 2010;28(1 Suppl 57):104–9.
10. Paul S, Giri S and Lal G. Role of gamma-delta T-cells in autoimmunity. *Journal of Leukocyte Biology*. 2014;97. DOI: 10.1189/jlb.3RU0914-443R.
11. Ozen S and Batu E. Vasculitis Pathogenesis: Can We Talk About Precision Medicine? *Front Immunol*. 2018;9:1892. DOI: 10.3389/fimmu.2018.01892.
12. Козарезова ТИ, Климович НН, Кувшинников ВА, Козарезов СН. *Геморрагический васкулит у детей: учебно-методическое пособие*. Минск: БелМАПО, 2007. с. 39.
13. Frappier L. Contributions of Epstein–Barr nuclear antigen 1 (EBNA1) to cell immortalization and survival. *Viruses*. 2012;4(9):1537–1547. DOI: 10.3390/v4091537.
14. Yamaguchi M, Yoshioka T, Yamakawa T et al. Anti-neutrophil cytoplasmic antibody-associated vasculitis associated with infectious mononucleosis due to primary Epstein–Barr virus infection: report of three cases. *Clin Kidney J*. 2014;7:45–48. DOI: 10.1093/cjk/sft140.
15. Jennette J and Falk R. Pathogenesis of antineutrophil cytoplasmic autoantibody-mediated disease. *Nature Reviews Rheumatology*. 2014;10:463–473. DOI: 10.1038/nrrheum.2014.103.

References

1. Muñoz-Grajales C and Pineda C. Pathophysiological Relationship between Infections and Systemic Vasculitis. *Autoimmune Diseases*. 2015; Volume 2015. Article ID 286783, 8 p. DOI: 10.1155/2015/286783.
2. Schnabel A and Hedrich C. Childhood Vasculitis. *Front Pediatr*. 2019; 6:421–431. DOI: 10.3389/fped.2018.00421.

3. Eleftheriou D, Batu E, Ozen S and Brogan P. Vasculitis in children. *Nephrol Dial Transplant*. 2015;30:i94–i103. DOI: 10.1093/ndt/gfu393.
4. Falcini F and Cimaz R. Update on vasculitis in childhood. *Future Rheumatol*. 2006;1(6):751–760. DOI: 10.2217/17460816.1.6.751.
5. Mamyrbayeva M, Isanguzhina Zh, Shilmanova A, Nurgaliev N & Ismambetova G. Herpesvirus Infection in Development of Hemorrhagic Vasculitis in Children (Literature Review). *International Journal of Engineering and Technology (UAE)*. 2018;7:326–329. DOI: 10.14419/ijet.v7i4.38.24494.
6. Ramirez G, Maugeri N, Sabbadini M, Rovere-Querini P and Manfredi A. Intravascular immunity as a key to systemic vasculitis: a work in progress, gaining momentum // *Clinical and Experimental Immunology*. 2013;175:150–166. DOI: 10.1111/cei.12223.
7. Weiss P. Pediatric vasculitis. *Pediatr Clin North Am*. 2012;59(2):407–423. DOI: 10.1016/j.pcl.2012.03.013.
8. Wilde B, Thewissen M, Damoiseaux J, van Paassen P, Witzke O and Tervaert JW. T-cells in ANCA-associated vasculitis: what can we learn from lesional versus circulating T-cells? *Arthritis Research & Therapy*. 2010;12:204–212. URL: <http://arthritis-research.com/content/12/1/204>.
9. Kabelitz D, Fazio J, Adam-Klages S, Marget M, Oberg H, Wesch D, Lamprecht P. Gamma delta T-cells: basic features and potential role in vasculitis. *Clinical and Experimental Rheumatology*. 2010;28(1 Suppl 57):104–9.
10. Paul S, Giri S and Lal G. Role of gamma-delta T-cells in autoimmunity. *Journal of Leukocyte Biology*. 2014;97. DOI: 10.1189/jlb.3RU0914-443R.
11. Ozen S and Batu E. Vasculitis Pathogenesis: Can We Talk About Precision Medicine? *Front Immunol*. 2018;9:1892. DOI: 10.3389/fimmu.2018.01892.
12. Kozarezova TI, Klimkovich NN, Kuvshinnikov VA, Kozarezov SN. *Gemorragicheskiy vaskulit u detey: uchebno-metodicheskoe posobie*. [Hemorrhagic vasculitis in children: Study guide]. Minsk: BelMAPGE, 2007. p. 39. Russian.
13. Frappier L. Contributions of Epstein–Barr nuclear antigen 1 (EBNA1) to cell immortalization and survival. *Viruses*. 2012;4(9):1537–1547. DOI: 10.3390/v4091537.
14. Yamaguchi M, Yoshioka T, Yamakawa T et al. Anti-neutrophil cytoplasmic antibody-associated vasculitis associated with infectious mononucleosis due to primary Epstein–Barr virus infection: report of three cases. *Clin Kidney J*. 2014;7:45–48. DOI: 10.1093/ckj/sft140.
15. Jennette J and Falk R. Pathogenesis of antineutrophil cytoplasmic autoantibody-mediated disease. *Nature Reviews Rheumatology*. 2014;10:463–473. DOI: 10.1038/nrrheum.2014.103.

Статья поступила в редколлегию 04.11.2020.
Received by editorial board 04.11.2020.

ПРОМЫШЛЕННАЯ И АГРАРНАЯ ЭКОЛОГИЯ

INDUSTRIAL AND AGRICULTURAL ECOLOGY

УДК: 556.182

НАИЛУЧШИЕ ДОСТУПНЫЕ ТЕХНИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ДЛЯ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД

А. В. ЁДЧИК¹⁾, С. А. ДУБЕНОК²⁾

¹⁾Государственное предприятие «Экологияинвест»,
ул. К. Цеткин, 18, 220004, г. Минск, Беларусь

²⁾Центральный научно-исследовательский институт комплексного использования водных ресурсов,
ул. Славинского, 1/2, 220086, г. Минск, Беларусь

Необходимость внедрения природопользователями наилучших доступных технических методов определена в законодательстве Республики Беларусь. В статье представлена общая информация о наилучших доступных технических методах (НДТМ) и предпосылках их внедрения в Республике Беларусь. Проанализированы тенденции поступления загрязняющих веществ в составе сточных вод в поверхностные водные объекты страны в разрезе основных загрязняющих веществ и видов экономической деятельности предприятий, осуществляющих сброс основной массы загрязняющих веществ. Определены приоритетные факторы при выборе технологии очистки сточных вод и способа (метода) очистки в рамках выбранной технологии. Проведен анализ наличия в национальных справочных руководствах по НДТМ методов, позволяющих сократить массу загрязняющих веществ в составе сточных вод, и объем образования сточных вод.

Ключевые слова: наилучшие доступные технические методы; сточные воды; загрязняющие вещества; поверхностные водные объекты.

Образец цитирования:

Ёдчик АВ, Дубенок СА. Наилучшие доступные технические методы для очистки сточных вод. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2021;1:96–107. <https://doi.org/10.46646/2521-683X/2021-1-96-107>

For citation:

Yodchyk AV, Dubianok SA. Best available techniques for the waste water treatment. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2021;1:96–107. Russian. <https://doi.org/10.46646/2521-683X/2021-1-96-107>

Авторы:

Анна Владимировна Ёдчик – эксперт сектора техническо-го регулирования.

Снежана Анатольевна Дубенок – заместитель директора по научной работе.

Authors:

Anna V. Yodchyk, expert of technical regulation sector. yodchik@gmail.com

Sniazhana A. Dubianok, deputy director for science. dsnega@list.ru

BEST AVAILABLE TECHNIQUES FOR THE WASTE WATER TREATMENT

A. V. YODCHYK^a, S. A. DUBIANOK^b

^aState Enterprise «Ecologyinvest»,
18 Zetkin Street, Minsk 220004, Belarus

^bCentral Research Institute for Complex Use of Water Resources,
1/2 Slavinskaya Street, Minsk 220086, Belarus
Corresponding author: S. Dubianok (dsnega@list.ru)

The necessity of the implementation of the Best available Techniques by nature users determined In the environmental legislation of the Republic of Belarus. The article provides general information on the best available techniques (BAT) and the reasons for their implementation in the Republic of Belarus. Trends in the flow of pollutants as part of waste water into surface water bodies of the country have been analyzed in the context of the main pollutants and types of economic activities of enterprises that discharge the pollutants. Priority factors have been determined when choosing a wastewater treatment technology and a treatment method within the framework of the selected technology.

Keywords: best available techniques; waste water; pollutant; surface water body.

Введение

В законодательстве Республики Беларусь установлена обязательность внедрения природопользователями наилучших доступных технических методов (НДТМ), в том числе для очистки сточных вод, очистки отходящих газов, переработки отходов.

Вместе с тем, выбор подходящих для предприятия НДТМ является сложным процессом, требующим глубокого анализа существующей экологической ситуации на предприятии, технологического процесса и оказываемого на всех его этапах воздействия на окружающую среду, оценки технической, технологической и экономической возможности применения того или иного метода.

Учитывая, что особую проблему для Республики Беларусь представляет обеспечение качества сбрасываемых сточных вод промышленными предприятиями в водные объекты, правильный выбор для предприятий соответствующих НДТМ для очистки сточных вод приобретает первостепенное значение – как методов, интегрированных в технологический процесс, так и методов «на конце трубы».

При выборе НДТМ для очистки сточных вод необходимо учитывать, как экологический, так и экономический факторы.

Источником информации для выбора подходящих методов очистки служат справочные руководства по наилучшим доступным техническим методам – межотраслевые и отраслевые.

Методическая часть

По данным Национального статистического комитета, сброс сточных вод в поверхностные водные объекты в 2019 г. составил 1019 млн. м³/год [1].

Объем сброса сточных вод в поверхностные водные объекты характеризует уровень воздействия на водные объекты через поступление в них загрязненных (неочищенных) или недостаточно очищенных вод.

При этом показатели сброса сточных вод в поверхностные водные объекты включают:

- сброс сточной воды без предварительной очистки – сточной воды, качество которой позволяет сбрасывать ее в поверхностный водный объект без предварительной очистки;

- сброс нормативно-очищенной сточной воды – сточной воды, содержание загрязняющих веществ в которой на выходе с очистных сооружений не превышает нормативы допустимого сброса химических и иных веществ в составе сточных вод, установленные в разрешениях на специальное водопользование или в комплексных природоохранных разрешениях (КПР);

- сброс недостаточно очищенной сточной воды – сточной воды, сброшенной с нарушением природоохранного законодательства, в том числе в результате аварийного загрязнения, либо воды, содержание загрязняющих веществ в которой превышает нормативы допустимого сброса химических и иных веществ в составе сточных вод, установленные в разрешениях на специальное водопользование или в КПР.

Динамика сброса сточных вод в поверхностные водные объекты в 2015–2019 гг., приведенная на рисунке 1, указывает, что доля недостаточно очищенных сточных вод в общем объеме сточных вод, сбрасываемых в поверхностные водные объекты, составляет менее 1 %. Вместе с тем, тенденции поступления загрязняющих веществ в составе сточных вод в поверхностные водные объекты в пересчете на массу поступающего загрязнения свидетельствуют об увеличении этой доли по целому ряду показателей.



Рис. 1. Сброс сточной воды в поверхностные водные объекты по степени очистки за 2015–2019 гг. [2]

К основным загрязняющим веществам, содержащимся в большинстве промышленных сточных вод, относятся взвешенные вещества, масла и нефтепродукты, ионы тяжёлых металлов, а также органические загрязнения, характеризующиеся показателями БПК и ХПК.

Анализ динамики поступления загрязняющих веществ в водные объекты в составе сточных вод за 2015–2019 гг. (табл. 1) указывает, что масса поступающих в водные объекты загрязняющих веществ по большинству показателей, за исключением тяжёлых металлов, растёт.

При сбросе производственных сточных вод в водные объекты большая часть промышленных предприятий имеет собственные очистные сооружения, однако значительная их часть функционирует неэффективно и также нуждается в модернизации, что сказывается на качестве воды в поверхностных водных объектах.

Таблица 1

Поступление загрязняющих веществ со сбросом сточных вод в поверхностные воды за 2015–2019 гг. [2]

Table 1

Input of pollutants with wastewater into surface waters for 2015–2019 [2]

Показатель	Единица измерения	2015 г.	2016 г.	2017 г.	2018 г.	2019 г.
Сброс сточной воды в поверхностные водные объекты	млн. м³/год	870	1048	1053	1034	1019
Сброшено загрязняющих веществ: БПК ₅	тыс. т	8	9	10	9	12
минералы	тыс. т	382	404	412	419	509
сульфат-ион	тыс. т	53	51	49	48	63
хлорид-ион	тыс. т	66	69	69	70	92
аммоний-ион	тыс. т	6	6	6	5	4
взвешенные вещества	тыс. т	12	17	16	14	15
СПАВ анион.	т	107	105	110	82	88
железо общее	т	278	297	271	231	226
хром общий	т	3	3	3	4	3
медь	т	5	6	5	4	3
цинк	т	25	29	29	20	22
свинец	т	1,0	0,7	0,5	0,5	0,1

В ряде случаев на промышленных предприятиях эксплуатируются локальные очистные сооружения, конструкция которых зачастую не способна обеспечить очистку сточных вод от характерных для данного производства загрязняющих веществ.

Сточные воды предприятий энергетического комплекса образуются благодаря процессам охлаждения, смыванию шлаков и транспортировке золы и мойке оборудования, систем гидрозолоулавливания, регенерации фильтров и т.д. При этом сточные воды оборотных систем водоснабжения, широко применяемых на объектах теплоэнергетики, загрязнены в основном взвешенными веществами, маслами, нефтепродуктами.

Сточные воды нефтеперерабатывающей промышленности включают в себя следующие загрязняющие вещества: взвешенные вещества, нефтепродукты, масла, фенол, карбамид, ароматические углеводороды, аммонийный азот, парафины, сульфаты, жирные кислоты, поверхностно-активные вещества (ПАВ) и др.

При производстве аммиака наиболее загрязненными являются сточные воды установок медно-аммиачной и щелочной очистки газа и регенерации медно-аммиачного раствора. Очистку сточных вод от аммиака производят различными методами (электродиализ, паровая отдувка, ионный обмен и т. д.). Очищенную и подготовленную воду используют в системах оборотного водоснабжения и питания котлов теплоэлектроцентралей.

Получение карбамида, наиболее востребованного азотного удобрения, связано с образованием большого количества реакционной воды. Сточными водами при производстве карбамида являются также конденсат острого пара; вода, образующаяся при охлаждении сальников плунжерных насосов; смывы с полов и другие неорганизованные сбросы сточных вод.

При производстве серной и соляной кислот образуются сточные воды с остаточным содержанием применяемых и обрабатываемых продуктов. Для их нейтрализации применяют известковые или доломитовые фильтры.

Производство фосфорной кислоты и фосфорных удобрений сопряжено с образованием сточных вод с высоким содержанием общего фосфора.

Образующиеся на металлургических предприятиях сточные воды имеют очень широкий спектр загрязняющих веществ в зависимости от применяемых технических процессов.

Сточные воды холодного проката содержат применяющиеся в процессах смазочно-охлаждающие жидкости в виде эмульсии и мелкодисперсные механические примеси, потому система их очистки включает, прежде всего, физико-химические методы с использованием реагентов.

Технологическое металлургическое производство включает также травильные цехи, от которых образуются сточные воды, представляющие отработанные травильные растворы и промывные воды, для очистки которых применяются нейтрализация, ионный обмен, электрохимическая очистка и др.

Заводы полного металлургического цикла включают коксохимическое производство, в котором образуются фенольные, аммиачные сточные воды, в которых, кроме того, содержатся мелкодисперсные взвешенные частицы. Сточная вода может содержать сульфиды, цианиды, сульфаты, хлориды, смолы, масла; в широком диапазоне изменяется показатель pH. Очистка сточных вод коксохимического производства производится механическими, физико-химическими и биохимическими методами.

Сточные воды предприятий целлюлозно-бумажной промышленности имеют сложный многокомпонентный состав загрязнителей в зависимости от характера выпускаемой продукции и исходного сырья. Сточные воды, образующиеся в процессе варки целлюлозы, содержат кислоты, щелочи, древесное волокно и растворенные органические вещества, извлеченные из древесины в процессе варки; в процессе производства бумаги и картона добавляются взвешенные и растворенные вещества, большую часть которых составляют органические вещества, неорганические компоненты.

Сточные воды предприятий пищевой промышленности образуются при мойке сырья, оборудования, производственных помещений, а также после использования воды и пара в технологических процессах. Образующиеся сточные воды содержат (как в виде локальных потоков, так и в виде смешанных потоков, в различном сочетании, в разных концентрациях) содержат широкий спектр органических загрязняющих веществ, таких как животные и растительные жиры, белки (в том числе кровь), крахмал, сахар, а также соли, углеводы, красители, загустители, ПАВ, консерванты, ароматизаторы, усилители вкуса и пр. Переработка некоторых продуктов как животного (морепродукты, рыба и др.), так и растительного происхождения (картофель, свекла и др.) приводит к обильному пенообразованию. Неравномерность поступления на очистные сооружения сточных вод предприятий пищевой промышленности, а также значительные колебания качественного и количественного состава содержащихся в сточных водах загрязняющих веществ требуют обязательного усреднения потоков сточных вод после их механической очистки и отстаивания. Для очистки сточных вод предприятий пищевой промышленности используют комплекс методов механической, физико-химической и биологической очистки в зависимости от приемника очищенных сточных вод (системы коммунальной канализации или водный объект). В качестве методов физико-химической очистки используют, как правило, реагентную или безреагентную флотацию. При необходимости использования биологической очистки – очистку от растворенных органических веществ в аэротенках или биологических фильтрах.

Сточные воды текстильной промышленности содержат: взвешенные вещества, соединения фосфора и азота, металлов (железа, меди, цинка, никеля, хрома и др.), нитраты, синтетические поверхностно-активные вещества (СПАВ), сульфаты, хлориды и др.

В сельском хозяйстве основные объемы загрязненных сточных вод образуются на животноводческих и птицеводческих комплексах и содержат большое количество органических загрязняющих веществ. В поверхностных и подземных водах, находящихся вблизи животноводческих и птицеводческих комплексов, отмечается наличие соединений азота и фосфора, высокая бактериальная обсеменённость, в том числе и патогенными микроорганизмами.

Данные об объеме сброса сточных вод в поверхностные водные объекты, процентном соотношении сброса недостаточно очищенных сточных вод, сточных вод без предварительной очистки по основным видам экономической деятельности приведены в табл. 2.

Таблица 2

Данные о структуре сброса сточных вод в поверхностные водные объекты
за 2018–2019 гг. по основным видам экономической деятельности [3]

Table 2

Data on wastewater discharge pattern in the surface water for 2018–2019 by main economic activities [3]

Вид деятельности	Объем сброса сточных вод в поверхностные водные объекты, тыс. м ³		
		2018	2019
Производство продуктов питания, напитков и табачных изделий	Всего, из них	7871,339	8076,377
	недостаточно очищенных	35,294	16,163
	без предварительной очистки	4473,34	3920,147
Производство транспортных средств	Всего, из них	863,85	814,968
	недостаточно очищенных	0,0	0,0
	без предварительной очистки	10,0	10,0
Производство текстильных изделий	Всего, из них	329,4	333,006
	недостаточно очищенных	222,743	12,066
	без предварительной очистки	141,91	135,716
Производство изделий из дерева и бумаги	Всего, из них	7290,466	14630,23
	недостаточно очищенных	0,0	0,0
	без предварительной очистки	266,75	217,189
Производство кокса и нефтепродуктов	Всего, из них	45236,516	44975,409
	недостаточно очищенных	0,0	0,558
	без предварительной очистки	661,6	543,6
Производство химических продуктов	Всего, из них	25336,04	22165,461
	недостаточно очищенных	0,0	0,0
	без предварительной очистки	18,87	751,101
Производство фармацевтических изделий	Всего, из них	25,33	28,045
	недостаточно очищенных	0,0	0,0
	без предварительной очистки	0,0	2,1
Производственных резиновых и пластмассовых изделий	Всего, из них	3940,897	3523,13
	недостаточно очищенных	14,87	6,223
	без предварительной очистки	642,06	147,421
Металлургическое производство	Всего, из них	70,83	25,36
	недостаточно очищенных	0,0	0,0
	без предварительной очистки	9,9	9,75

Данные по показателям качества и содержанию загрязняющих веществ сточных вод в разрезе основных видов экономической деятельности представлены в табл. 3.

Таблица 3

Данные по показателям качества и содержанию загрязняющих веществ сточных вод в разрезе основных видов экономической деятельности [3]

Table 3

Data on quality indicators and pollutant content of the wastewater by main economic activities [3]

Отрасль	Год	Показатель качества (загрязняющее вещество), т				
		БПК ₅	Взвешенные вещества	Аммоний-ион	Сульфат-ион	Хлорид-ион
Производство продуктов питания, напитков и табачных изделий	2018	528,898	262,042	528,898	0,996	21,978
	2019	301,847	221,128	301,847	0,489	11,167
Производство транспортных средств	2018	0	18,114	0	0,01	0,16
	2019	0	21,401	0	0,008	0,421
Производство текстильных изделий	2018	0,928	0	0,928	0	0
	2019	50,745	0	50,745	0	0
Производство изделий из дерева и бумаги	2018	627,147	584,542	627,147	0,248	15,155
	2019	2002,506	1669,714	2002,506	0,028	45,227
Производство кокса и нефтепродуктов	2018	2041,746	9863,121	2041,746	6,586	172,323
	2019	2093,257	10672,022	2093,257	10,603	189,595
Производство химических продуктов	2018	1673,343	9334,229	1673,343	0,237	13,021
	2019	1403,719	8587,525	1403,719	0,403	8,057
Производство фармацевтических изделий	2018	62,6	0	62,6	0,0	0,0
	2019	81,85	0	81,85	0,0	0,0
Производственных резиновых и пластмассовых изделий	2018	170,843	162,541	170,843	0,038	24,199
	2019	168,859	230,762	168,859	0,038	18,699
Металлургическое производство	2018	1,3	0	1,3	0	0
	2019	0	0	0	0	0

Исходя из загрязняющих веществ, характерных для рассматриваемых видов деятельности, выделяют следующие основные методы очистки сточных вод, приведенные в табл. 4.

Таблица 4

Методы очистки сточных вод

Table 4

Methods of wastewater treatment

Наименование показателя	Методы очистки	Примеры вида сооружения по очистке сточных вод
БПК/ХПК	Биологическая очистка в естественных или искусственно созданных условиях, экстракция	Сооружения очистки сточных вод активным илом, биологические пруды, биологические фильтры, биореакторы
Взвешенные вещества	Процеживание, отстаивание, обработка в поле центробежных сил, коагуляция	Решетки, песколовки, отстойники, центрифуги, сооружения электрокоагуляции
Кислоты/щелочи	Нейтрализация	Сооружения для нейтрализации сточных вод реагентами
Соединения азота	Биологическая очистка в естественных или искусственно созданных условиях	Сооружения очистки сточных вод активным илом, биологические пруды, сооружения с денитрификацией
Соединения фосфора	Биологическая очистка в искусственно созданных условиях, реагентное осаждение	Сооружения очистки сточных вод активным илом, биологические фильтры, SBR-реакторы

Сокращение объемов образующихся производственных сточных вод, а также снижение в них количества загрязняющих веществ, можно осуществлять с помощью:

- внутрипроцессных технологий (предполагающих в том числе очистку и повторное использование воды);
- технологий очистки «на конце трубы» (предполагающих очистку сточных вод на локальных очистных сооружениях);
- комбинации таких технологий.

При этом при выборе технологии очистки сточных вод предприятия руководствуются, в первую очередь, следующими факторами:

- объем и качественный состав отводимых сточных вод;
- приемник сточных вод (окружающая среда или сети коммунальной канализации);
- экономические аспекты строительства и эксплуатации очистных сооружений.

При выборе способа (метода) очистки в рамках выбранной технологии количество учитываемых факторов значительно расширяется и при этом преобладающими становятся уже технико-экономические аспекты:

- наличие достаточных площадей и технических возможностей для размещения очистных сооружений сточных вод на территории предприятия;
- затраты на очистку на территории предприятия по сравнению с затратами на очистку или использование сточных вод за пределами предприятия;
- относительная эффективность очистки на территории предприятия и очистки за пределами предприятия, например, с учетом частичной локальной очистки на предприятии;
- утилизация отходов (осадков сточных вод, отбросов с решеток, нефтешламов и др.), образующихся в процессе очистки сточных вод на территории предприятия;
- условия, установленные в разрешении на специальное водопользование или комплексном природоохранном разрешении и/или решение местных органов власти об условиях приема сточных вод на коммунальные очистные сооружения, в том числе экономические последствия их нарушения (например, уплата повышенных тарифов);
- перспектива увеличения производственных мощностей и связанные с ней тенденции изменения объема и состава сточных вод для последующей очистки;
- близость территории жилой застройки.

Метод очистки сточных вод, позволяющий сократить массу загрязняющих веществ в составе сточных вод, с учетом технической возможности его реализации (примерные критерии приведены выше), а также экономической целесообразности и есть наилучший доступный технический метод для очистки сточных вод.

В Европейском Союзе разработка справочных руководств по НДТМ осуществляется по двум направлениям [4]:

- отраслевые НДТМ («вертикальные»), разрабатываемые для отраслей, оказывающих комплексное воздействие на окружающую среду – например, производство продуктов питания, минеральных удобрений, полимеров и др.;
- межотраслевые НДТМ («горизонтальные»), разработка которых охватывает технологии, характерные для любого промышленного производства – например, производство энергии, эксплуатация систем охлаждения, проведение мониторинга, в том числе в области охраны окружающей среды и т.д.

В настоящее время в Европейском Союзе разработано 34 руководства по НДТМ, из которых 28 «вертикальных» и 6 «горизонтальных».

Изучив положительный опыт Европейского Союза в вопросах внедрения НДТМ, в Республике Беларусь также начали работы по внедрению НДТМ для комплексного предотвращения и контроля загрязнения окружающей среды.

С 2009 г. в Беларуси реализуется Национальная стратегия внедрения комплексных природоохранных разрешений на 2009–2020 гг. [5], определяющая задачи и перспективные направления деятельности по внедрению КПР, и НДТМ, как механизма комплексного предотвращения и контроля загрязнения окружающей среды. В основополагающих законодательных актах в области охраны окружающей среды установлена необходимость внедрения природопользователями НДТМ.

Указом Президента Республики Беларусь «О комплексных природоохранных разрешениях» [6] определены объекты, оказывающие комплексное воздействие на окружающую среду, для которых внедрение НДТМ является обязательным и первоочередным.

В целях внедрения природопользователями НДТМ создан Центр по наилучшим доступным техническим методам, который осуществляет сбор, адаптацию и распространение информации о НДТМ, а также разработку национальных пособий по НДТМ, включающих сведения о применимых в Беларуси НДТМ на основе соответствующих справочных руководств по НДТМ Европейского союза, США и других государств. Анализ имеющихся НДТМ в Беларуси, других государствах и выводы об экономических и экологических аспектах для каждого наилучшего доступного технического метода разрабатываются

межведомственной временной рабочей группой, в состав которой входят специалисты республиканских органов государственного управления, научно-исследовательских институтов, организаций, занимающихся проектированием, предоставлением услуг в области охраны окружающей среды, иных заинтересованных организаций.

Изначально национальные справочные руководства по НДТМ разрабатывались в форме пособий в области охраны окружающей среды и природопользования (П-ООС) – вспомогательных документов рекомендательного характера, разъясняющих и развивающих положения НПА и ТНПА в области охраны окружающей среды и природопользования.

В период 2012–2018 гг. разработаны следующие «вертикальные» пособия по НДТМ:

П-ООС 17.02-01-2012 «Охрана окружающей среды и природопользование. Комплексная оценка технологий на соответствие их наилучшим доступным техническим методам» (устанавливает НДТМ для теплоэлектростанций, целлюлозно-бумажной промышленности, производства керамических изделий, производства цемента, обработки поверхности металлов и пластика, производства стекла, чугуна и стали, сжигания отходов);

П-ООС 17.02-02-2012 «Охрана окружающей среды и природопользование. Наилучшие доступные технические методы в литейном производстве»;

П-ООС 17.02-03-2012 «Охрана окружающей среды и природопользование. Наилучшие доступные технические методы для производства продуктов питания, напитков и молока»;

П-ООС 17.02-05-2016 «Охрана окружающей среды и природопользование. Наилучшие доступные технические методы для целлюлозно-бумажной промышленности»;

П-ООС 17.02-06-2018 «Охрана окружающей среды и природопользование. Наилучшие доступные технические методы для производства технического углерода»;

и следующие «горизонтальные» пособия по НДТМ:

П-ООС 17.11-01-2012 «Охрана окружающей среды и природопользование. Наилучшие доступные технические методы для переработки отходов»;

П-ООС 17.02-04-2014 «Охрана окружающей среды и природопользование. Наилучшие доступные технические методы. Оценка технических методов и определение на основе ее результатов наилучших доступных технических методов для хозяйственной и иной деятельности, в процессе которой используются природные ресурсы и оказывается воздействие на окружающую среду».

В 2018 г. по поручению Правительства в ходе консультаций с заинтересованными республиканскими органами государственного управления было определено, что документы, устанавливающие НДТМ, должны быть разработаны в процессе стандартизации, т.е. должны являться техническими нормативными правовыми актами. В результате было принято решение разрабатывать их в виде технического кодекса установившейся практики (ТКП).

С 2018 г. утвержден один ТКП, устанавливающий НДТМ – ТКП 17.02-17-2019 (33140) «Охрана окружающей среды и природопользование. Наилучшие доступные технические методы для топливосжигающих установок теплоэнергетики».

В период 2019–2020 гг. ведется разработка ряда новых ТКП, пересмотр и актуализация ряда П-ООС, затрагивающих вопросы НДТМ:

ТКП «Охрана окружающей среды и природопользование. Наилучшие доступные технические методы для очистки отходящих газов при производстве химических продуктов, кокса и продуктов нефтепереработки»;

ТКП «Охрана окружающей среды и природопользование. Наилучшие доступные технические методы в литейном производстве»;

ТКП «Охрана окружающей среды и природопользование. Наилучшие доступные технические методы для производства продуктов питания, напитков и молока»;

ТКП «Охрана окружающей среды и природопользование. Наилучшие доступные технические методы для переработки отходов»;

ТКП «Охрана окружающей среды и природопользование. Наилучшие доступные технические методы для сжигания отходов».

Учитывая тенденцию к увеличению содержания загрязняющих веществ в воде поверхностных водных объектов, целесообразно внедрять в первую очередь НДТМ, направленные на сокращение массы загрязняющих веществ в составе сбрасываемых сточных вод, а также методы, позволяющие снизить объем образования сточных вод.

Краткий анализ наличия в национальных справочных руководствах по НДТМ основных методов, позволяющих сократить массу загрязняющих веществ в составе сточных вод и объем образования сточных вод приведен в таблице 5.

С целью оценки применения на промышленных предприятиях методов очистки сточных вод, авторами были проанализированы данные ряда предприятий по переработке мяса, как подотрасли в составе производства продуктов питания, имеющей значительное загрязнение сточных вод.

На большинстве предприятий по переработке и консервированию мяса имеются системы оборотного водоснабжения, системы повторно-последовательного водоснабжения практически отсутствуют.

На большинстве предприятий имеются интегрированные в технологический процесс методы, позволяющие сократить образование и загрязнение сточных вод (устранение протечек и проливов, наличие ловушек и сороудерживающих решеток в цехах и др.), на некоторых предприятиях применяется СІР – мойка и сухая мойка оборудования. С целью сокращения расхода воды на предприятиях моечные шланги оборудованы управляемыми вручную пусковыми механизмами.

На большинстве мясоперерабатывающих предприятий имеются очистные сооружения, при этом их состав варьируется от одноступенчатых сооружений механической очистки до сооружений полной биологической очистки сточных вод. При этом эффективность работы очистных сооружений в ряде случаев по предприятиям составляет: по БПК₅ – 62–71 %, по ХПК – 75–80 %, по взвешенным веществам – 47–65 %, по фосфатам – 59–65 %.

На предприятиях, где в процесс интегрируются методы сокращения загрязнения сточных вод, наблюдается тенденция к применению их механической очистки. И наоборот, на предприятиях, на которых такие методы не применяются, функционируют более сложные системы очистки сточных вод.

Таблица 5

Анализ наличия в национальных справочных руководствах по НДТМ основных методов, позволяющих сократить массу загрязняющих веществ в составе сточных вод и объем образования сточных вод

Table 5

Analysis on the availability of main methods in the National Guide to the Best Available Technical Methods that allowed reduce the mass of pollutants in the wastewater composition and the amount of wastewater production

Отрасль	Направление метода	Организационные методы	Интегрированные методы	Методы «на конце трубы»
Производство продуктов питания, напитков и табачных изделий				
П-ООС 17.02-03-2012 «Охрана окружающей среды и природопользование. Наилучшие доступные технические методы для производства продуктов питания, напитков и молока»	Снижение массы загрязняющих веществ	Обучение персонала	Ловушки в полу, регулярный контроль и очистка для предотвращения попадания в сточные воды	Первичное просеивание твердых веществ
			Выбор средств для мойки, более безопасных для окружающей среды	Применение жируловителей
				Выравнивание потока и нагрузки
				Применение нейтрализации
				Применение осаждения для сточных вод, содержащих взвешенные вещества
				Применение флотации
				Применение биологической очистки
	Снижение объема образования сточных вод		Сухая очистка оборудования	
			Оснащение моечных шлангов управляемыми вручную пусковыми механизмами	
			Оптимизация применения повторно используемой, теплой охлаждающей воды	
			Безразборная СІР мойка	
			Повторное использование воды после ее стерилизации и дезинфекции	

Продолжение табл. 5

Continuation table 5

Отрасль	Направление метода	Организационные методы	Интегрированные методы	Методы «на конце трубы»
Металлургическое производство (также производство машин и оборудования, включая производство транспортных средств)				
	Снижение массы загрязняющих веществ	—	Сбор поверхностных вод и использование в системе сбора маслоседелителей, перед их сбросом	Раздельная очистка сточных вод в соответствии с их составом и наличием загрязняющих веществ
	Снижение объема образования сточных вод	—	Увеличение внутренней рециркуляции производственной воды и многократное использование очищенных сточных вод	—
Производство изделий из дерева и бумаги				
П-ООС 17.02-05-2016 «Охрана окружающей среды и природопользование. Наилучшие доступные технические методы для целлюлозно-бумажной промышленности», П-ООС 17.02-01-2012 «Охрана окружающей среды и природопользование. Комплексная оценка технологий на соответствие их наилучшим доступным техническим методам»	Снижение массы загрязняющих веществ	—	Более длительная или модифицированная варка	Механическая очистка
			Высокоэффективная промывка сульфатной целлюлозы и сортировка в замкнутой системе	Биологическая очистка
			ECF- и TCF-отбеливания	
			Отбеливание с использованием двуокиси хлора в качестве отбеливающего реагента	
			Сепарация менее загрязненной воды от загрязненной и очистка технической воды	
	Снижение объема образования сточных вод	—	Сухая окорка древесины	—
			Эффективная система контроля проливов, герметизации и восстановления	
			Удаление и повторное использование конденсата из установки для выпаривания	
			Сбор и повторное использование чистой воды для охлаждения	
			Оборотное водоснабжение в цехе механического производства древесной массы	
			Эффективное разделение систем циркуляции воды целлюлозно-бумажных предприятий путем использования загустителей	

Окончание табл. 5

Ending table 5

Отрасль	Направление метода	Организационные методы	Интегрированные методы	Методы «на конце трубы»
Снабжение электроэнергией, газом, паром, горячей водой и кондиционированным воздухом				
ТКП 17.02-17-2019 (33140) «Охрана окружающей среды и природопользование. Наилучшие доступные технические методы для топливосжигающих установок теплоэнергетики». П-ООС 17.02-01-2012 «Охрана окружающей среды и природопользование. Комплексная оценка технологий на соответствие их наилучшим доступным техническим методам»	Снижение массы загрязняющих веществ	—		Биологическая очистка
				Реагентная обработка
				Нейтрализация
				Флотация
				Отстаивание
				Фильтрация
				Мембранное отделение
				Ионный обмен
	Нанофильтрация			
	Снижение объема образования сточных вод	—	Отстаивание на картах шламоотвала	—
			Возвращение промывных вод на водоподготовку без очистки	
			Возвращение промывных вод на водоподготовку с очисткой	
Все отрасли промышленности				
П-ООС 17.11-01-2012 «Охрана окружающей среды и природопользование. Наилучшие доступные технические методы для переработки отходов»	Снижение массы загрязняющих веществ	Идентификация компонентов, которые могут присутствовать в оборудовании, подлежащем промывке для исключения попадания в сточные воды	Обеспечение мест хранения отходов инфраструктурой для сбора возможных загрязненных сточных вод, а также предотвращения контактирования несовместимых отходов	Выбор и применение подходящего метода очистки каждого типа сточных вод
	Снижение объема образования сточных вод	—	Обеспечение герметичности всех соединений между емкостями с помощью клапанов. Обязательное направление сливных трубопроводов при переливах исключительно в существующую канализационную систему	—
			Повторное использование очищенных сточных вод	

Заключение

В Республике Беларусь ведется планомерная работа по совершенствованию нормативной правовой и технической базы для внедрения наилучших доступных технических методов. Вместе с тем, ухудшающееся состояние поверхностных водных объектов говорит о необходимости более активного внедрения

на промышленных предприятиях наилучших доступных технических методов – как интегрированных в производственный процесс, так и технологий очистки «на конце трубы», предполагающих очистку сточных вод на локальных очистных сооружениях перед их сбросом в системы коммунальной канализации и на очистных сооружениях полной биологической очистки перед сбросом сточных вод в поверхностные водные объекты.

Библиографические ссылки

1. Медведева ИВ, Кангро ИС, Василевская ЖН и др, редакторы. *Охрана окружающей среды в Республике Беларусь*. Статистический сборник. Минск: Национальный статистический комитет Республики Беларусь; 2020. 203 с.
2. Индикаторы совместной системы экологической информации. Национальный статистический комитет Республики Беларусь [Интернет; процитировано 11 февраля 2021 г.]. Доступно по: <https://www.belstat.gov.by/ofitsialnaya-statistika/makroekonomika-i-okruzhayushchaya-sreda/okruzhayushchaya-sreda/sovместnaya-sistema-ekologicheskoi-informatsii2/c-vodnye-resursy/s-16-zagryaznennye-neochischennye-stochnye-vody/>
3. Официальный сайт РУП «Центральный научно-исследовательский институт комплексного использования водных ресурсов» [Интернет; процитировано 1 февраля 2021 г.]. Доступно по: <http://www.cricuwr.by>
4. Дубенок СА, Ёлчик АВ. Подходы к разработке справочных руководств по наилучшим доступным техническим методам в Республике Беларусь и Российской Федерации. *Актуальные проблемы экологии: сборник научных статей по материалам XII Международной научно-практической конференции, Гродно, 4–6 октября 2017 г.* Гродненский государственный университет; редакционная коллегия: Бурдь ВН (ответственный редактор), Юхневич ГТ, Колесник ИМ, Третьякова ОМ. Гродно: ЮрСаПринт; 2017. 268 с.
5. *Национальная стратегия внедрения комплексных природоохранных разрешений на 2009–2020 годы*. Постановление Совета Министров Республики Беларусь от 25 июля 2009 г. № 980. [Интернет; процитировано 14 января 2021 г.]. Доступно по: [https://pravo.by/document/?guid=2012&oldDoc=2009-184/2009-184\(010-023\).pdf&oldDocPage=5](https://pravo.by/document/?guid=2012&oldDoc=2009-184/2009-184(010-023).pdf&oldDocPage=5)
6. *Указ Президента Республики Беларусь «О комплексных природоохранных разрешениях» от 17 ноября 2011 г. № 528*. [Интернет; процитировано 12 января 2021 г.]. Доступно по: <https://pravo.by/document/?guid=3871&p0=P31100528>

References

1. Medvedeva IV, Kangro IS, Vasilevskaya ZhN et al, editors. *Okhrana okruzhayushchey sredy v Respublike Belarus* [Environmental Protection in the Republic of Belarus. Statistical handbook]. Minsk: National Statistical Committee of the Republic of Belarus; 2020. 203 p. Russian.
2. Indicators of the Shared Environmental Information System. National Statistical Committee of the Republic of Belarus [Internet; cited 2021 February 11]. Available from: <https://www.belstat.gov.by/ofitsialnaya-statistika/makroekonomika-i-okruzhayushchaya-sreda/okruzhayushchaya-sreda/sovместnaya-sistema-ekologicheskoi-informatsii2/c-vodnye-resursy/s-16-zagryaznennye-neochischennye-stochnye-vody/>
3. The official website of the Central Research Institute of Complex Use of Water Resources [Internet; cited 2021 February 01]. Available from: <http://www.cricuwr.by>
4. Dubanok S, Yodchik A. The practices to the development of the reference documents on the best available techniques in the Republic of Belarus and Russian Federation. *The actual problems of ecology: collection of scientific articles based on the materials of the XII International scientific and practical conference, Hrodno, 2017 October 4–6*. Hrodno State University; edit. : Burd V (ex. ed.), Yuhnevich G, Kolesnik O, Tretyakova O. Hrodno: YurSaPrint; 2017. 268 p. Russian.
5. National Strategy for Implementation of Integrated Environmental Permits for 2009–2020. Approved by the Council of Ministers of the Republic of Belarus dated № 980 of 2009 July 25. [Internet; cited 2021 January 14]. Available from: [https://pravo.by/document/?guid=2012&oldDoc=2009-184/2009-184\(010-023\).pdf&oldDocPage=5](https://pravo.by/document/?guid=2012&oldDoc=2009-184/2009-184(010-023).pdf&oldDocPage=5). Russian.
6. Decree of the President of the Republic of Belarus «On Integrated Environmental Permits» dated № 528 of 2011 November 17 [Internet; cited 2021 January 12]. Available from: <https://pravo.by/document/?guid=3871&p0=P31100528>. Russian.

Статья поступила в редакцию 04.11.2020.
Received by editorial board 04.11.2020.

УДК 504.75.06

АНАЛИЗ ОСНОВНЫХ НЕСООТВЕТСТВИЙ В ОБЛАСТИ ОХРАНЫ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ И РАЦИОНАЛЬНОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ПРИРОДНЫХ РЕСУРСОВ

Г. С. ДОКУРНО¹⁾, Е. В. ХОТЬКО¹⁾

¹⁾Бел НИЦ «Экология»,
ул. Г. Якубова, 76, 220095, г. Минск, Беларусь

Экологический аудит – один из способов снижения отрицательного воздействия на окружающую среду. В публикации рассмотрен порядок проведения экологического аудита. Особое внимание авторов обращено на анализ основных несоответствий в области охраны окружающей среды и рационального использования природных ресурсов, изученных за многолетнюю практику проведения экологических аудитов сотрудниками отдела экологической сертификации и аудита РУП «Бел НИЦ «Экология».

Ключевые слова: экологический аудит; охрана окружающей среды.

ANALYSIS OF THE MAIN INCONSISTENCIES IN THE FIELD ENVIRONMENTAL PROTECTION AND RATIONAL USE OF NATURAL RESOURCES

G. S. DOKURNO^a, E. V. KHOTKO^a

^aBel Research Center “Ecology”,
76 G. Yakubova Street, Minsk 220095, Belarus
Corresponding author: G. S. Dokurno (oessmos@gmail.com)

Environmental auditing is one of the ways to reduce the negative impact on our environment. The publication describes the procedure for conducting an environmental audit. The authors pay special attention to the analysis of the main resources, analyzed over the long-term practice of environmental audits, by the employees of the department of environmental certification and audit of RUE “Bel NIC” Ecology “.

Keywords: environmental audit; environmental protection.

Образец цитирования:

Докурно ГС, Хотько ЕВ. Анализ основных несоответствий в области охраны окружающей среды и рационального использования природных ресурсов. Журнал Белорусского государственного университета. Экология. 2021;1:108–113. <https://doi.org/10.46646/2521-683X/2021-1-108-113>

For citation:

Dokurno GS, Khotko EV. Analysis of the main inconsistencies in the field environmental protection and rational use of natural resources. Journal of the Belarusian State University. Ecology. 2021;1:108–113. Russian. <https://doi.org/10.46646/2521-683X/2021-1-108-113>

Авторы:

Галина Станиславовна Докурно – заведующий отделом экологической сертификации и аудита, эксперт-аудитор в области сертификации СМОС.

Елена Валерьевна Хотько – младший научный сотрудник отдела экологической сертификации и аудита, технический эксперт в области сертификации СМОС.

Authors:

Galina S. Dokurno, head of the department of environmental certification and audit, expert auditor in the field of certification of environmental management systems.
oessmos@gmail.com

Elena V. Khotko, junior researcher of the department of environmental certification and audit, technical expert in the field of certification of environmental management systems.

Введение

Современное производство перешагнуло порог, за которым негативное воздействие на окружающую среду все острее проявляется не только локально, но ощущается и в глобальном масштабе. Одним из направлений обеспечения экологической безопасности, определения путей и способов уменьшения риска вредного воздействия на окружающую среду хозяйственной и иной деятельности путем независимой проверки такой деятельности на соответствие требованиям в области охраны окружающей среды является проведение экологического аудита в организациях.

Экологический аудит проводится юридическими лицами или индивидуальными предпринимателями в порядке, установленном Советом Министров Республики Беларусь. Лица, проводящие экологический аудит, могут оказывать услуги в выработке решений по повышению экологической безопасности производства на проверяемых объектах.

Экологический аудит может проводиться в добровольном или обязательном порядке за счет собственных средств этих юридических лиц или индивидуальных предпринимателей [1].

Материалы и методы исследования

Основным методом исследования является сравнительный анализ. Выбор данного метода обусловлен тем, что он позволяет сопоставлять результаты проведения экологического аудита на предприятиях, осуществляющих совершенно разные виды экономической деятельности, в контексте соблюдения требований законодательства в области охраны окружающей среды и рационального использования природных ресурсов по основным направлениям.

Результаты исследования и их обсуждение

Проведение экологического аудита осуществляется в соответствии с Положением о порядке проведения экологического аудита (утверждено Постановлением Совета Министров Республики Беларусь № 412 от 26 мая 2016 г.) (далее – Положение) [2].

Согласно Положению аудируемый субъект – это юридическое лицо или индивидуальный предприниматель, осуществляющие хозяйственную и иную деятельность, в процессе которой используются природные ресурсы и оказывается воздействие на окружающую среду, в отношении которых проводится экологический аудит.

Объектами экологического аудита являются хозяйственная и иная деятельность аудируемого субъекта, в процессе которой используются природные ресурсы и оказывается вредное воздействие на окружающую среду, в том числе:

- состояние окружающей среды в границах зоны воздействия объектов аудируемого субъекта, в процессе деятельности которого оказывается (оказывалось) вредное воздействие на окружающую среду;
- документация аудируемого субъекта (проектная, техническая, технологическая, эксплуатационная и другая), за исключением бухгалтерской (финансовой) отчетности;
- иные объекты аудируемого субъекта, при проектировании, строительстве, реконструкции, вводе в эксплуатацию, эксплуатации и выводе из эксплуатации которых используются природные ресурсы и оказывается вредное воздействие на окружающую среду.

Экологический аудит проводится в форме:

- полного экологического аудита – комплексной оценки объекта экологического аудита по всем направлениям экологического аудита в целях проверки соблюдения аудируемым субъектом законодательства в области охраны окружающей среды, в том числе нормативов и ТНПА;
- предварительного экологического аудита – оценки объекта экологического аудита по всем направлениям экологического аудита в целях дальнейшего внедрения наилучших доступных технических методов и системы менеджмента окружающей среды;
- специализированного экологического аудита – оценки объекта экологического аудита по отдельным направлениям экологического аудита.

Направлениями экологического аудита являются:

- охрана атмосферного воздуха и озонового слоя;
- обращение с отходами;
- использование и охрана земель (включая почвы);
- использование и охрана вод;
- обращение с опасными химическими веществами;
- обращение с объектами растительного мира;
- обращение с объектами животного мира и иные.

Исходя из опыта проведения экологических аудитов сотрудниками отдела экологической сертификации и аудита РУП «Бел НИЦ «Экология», систематизирован целый ряд несоответствий требованиям природоохранного законодательства по основным направлениям.

При осуществлении природоохранной деятельности и соблюдении общих требований в области охраны окружающей среды юридические лица и индивидуальные предприниматели зачастую не соблюдают требования ведения экологического паспорта (несвоевременно вносятся изменения и дополнения), результаты проведения производственных наблюдений в области охраны окружающей среды, рационального использования природных ресурсов не соответствуют требованиям Инструкции по осуществлению производственных наблюдений в области охраны окружающей среды, рационального использования природных ресурсов организации. Специалистами по охране окружающей среды не проводятся производственные наблюдения по всем объектам наблюдений согласно Постановлению Министерства природы № 52 от 11 октября 2013 г. [3]. Встречается также, что отсутствуют приказы о назначении лиц, ответственных по вопросам в области охраны окружающей среды и рационального использования природных ресурсов. Недостаточное внимание обращается на проведение инструктажей в области окружающей среды, направление ответственных лиц на обучение и повышение квалификации. Очень часто инженерами по охране окружающей среды являются лица, не обладающие необходимой профессиональной подготовкой.

Основным законодательным актом, регулирующим вопросы в области охраны атмосферного воздуха, является Закон Республики Беларусь № 2-3 «Об охране атмосферного воздуха» от 16 декабря 2008 г. [4]. По результатам проведения экологического аудита встречаются следующие несоответствия: не ведется учет выбросов загрязняющих веществ по формам: ПОД-1 «Журнал учета выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух от стационарных источников выбросов инструментальным или расчетно-инструментальным методом», ПОД-2 «Журнал учета выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух от стационарных источников выбросов расчетным методом», ПОД-3 «Журнал учета времени и режима работы стационарных источников выбросов и газоочистных установок» в соответствии с требованиями ТКП 17.02-12-2014 [5]; несоответствия по порядку эксплуатации и ухода за газоочистными установками (далее – ГОУ) и вентиляционными системами. Несвоевременно проводится корректировка инвентаризации выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух, хотя происходили изменения технологии и объемов производства, качества и вида применяемого топлива, сырья или веществ, после проведения реконструкции, ремонта, модернизации технологического, вентиляционного, газоочистного оборудования; появились дополнительные, неучтенные источники выделения загрязняющих веществ и источников выбросов; изменились места нахождения источников выделения загрязняющих веществ и источников выбросов и других изменений, повлекших за собой существенное увеличение (более 10 % от существующего уровня) качественных и (или) количественных характеристик выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух или параметров источников выделения загрязняющих веществ и (или) источников выбросов [6]. Среди несоответствий требованиям правил эксплуатации ГОУ наиболее распространенными (типичными) являются отсутствие:

- приказов о назначении должностных лиц, ответственных за эксплуатацию, техническое обслуживание и ремонт ГОУ;
- приказа о создании комиссии по оценке технического состояния ГОУ;
- инструкций по эксплуатации и техническому обслуживанию ГОУ;
- подтверждения внешнего осмотра ГОУ;
- своевременного контроля инструментальными методами показателей работы ГОУ;
- своевременного проведения ремонтов и технического обслуживания ГОУ;
- маркировки ГОУ.

При эксплуатации вентиляционных систем зачастую отсутствуют журналы эксплуатации, не вносятся изменения в паспорта вентиляционных установок, не соблюдается периодичность технических и санитарных испытаний вентиляционных установок с определением их санитарно-гигиенической эффективности, нарушена герметичность вентиляционных систем (отверстия для отбора проб открыты).

Все вышеперечисленные недоработки негативно влияют на охрану атмосферного воздуха, а также могут приводить к повышению выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух.

Основным законодательным актом, регулирующим вопросы в области обращения с отходами, является Закон Республики Беларусь № 271-3 «Об обращении с отходами» от 20 июля 2007 г. [7]. При оценке деятельности организаций в области обращения с отходами производства обнаружено, что на предприятиях не всегда осуществляется разделение отходов производства по видам. Места сбора и временного хранения отходов не соответствуют НПА и ТНПА (нарушено водонепроницаемое покрытие, отсутствует защита от атмосферных осадков и др.). Не соблюдаются требования по сбору и временному хранению отработанных ртутьсодержащих отходов, отработанных свинцовых аккумуляторных батарей с электролитом,

отработанных горюче-смазочных материалов. Отсутствует маркировка контейнеров для сбора отходов производства. Часто в рамках инвентаризации отходов производства не выявлены все отходы производства, хотя имеются потенциальные источники образования данных отходов. Ведению учетно-отчетной документации не уделяется должного контроля, так книги учета отходов, журналы регистрации сопроводительных паспортов не отражают сведения о движении всех образующихся отходов в организации.

Основными несоответствиями в области использования и охраны земель являются нарушение порядка использования земли, загрязнение почв проливами нефтепродуктов, несанкционированное хранение сырья и материалов, нарушение порядка снятия плодородного слоя почвы.

Учитывая, что вода – один из ценнейших природных ресурсов, то деятельности в области водоснабжения и водоотведения уделяется особое внимание. Водный кодекс – это нормативный правовой акт, направленный на охрану и рациональное (устойчивое) использование водных ресурсов, а также на защиту прав и законных интересов водопользователей [8]. Однако не все субъекты хозяйствования имеют техническую документацию на сети водоснабжения и водоотведения; отсутствуют разграничение ответственности, устанавливающий границы эксплуатационной ответственности, утвержденный в установленном порядке план-график планово-предупредительных ремонтов и планово-профилактического обслуживания систем водоснабжения и водоотведения. Не ведется учет в области водоснабжения и водоотведения по формам: ПОД-6 «Журнал учета водопотребления и водоотведения с применением средств измерений расхода (объема) вод», ПОД-7 «Журнал учета водопотребления и водоотведения неинструментальными методами», ПОД-8 «Журнал учета сбросов загрязняющих веществ в составе сточных вод» [5]. У организаций, забирающих воду из подземных источников, не имеется утвержденных зон санитарной охраны. При заключении договоров с предприятиями водопроводно-канализационных хозяйств на отпуск и прием сточных вод у предприятий чаще всего отсутствуют водохозяйственный балансовый расчет и план организационно-технических мероприятий, направленных на сокращение объема водопотребления и водоотведения.

Обращение с опасными химическими веществами в целом во многих организациях организовано не на должном уровне. При проведении экологического аудита в части обращения с опасными химическими веществами, веществами ограниченного пользования установлено, что редко запрашивается документация на химическую продукцию (паспорта безопасности химической продукции) согласно ГОСТ 30333-2007 [9]. На предприятиях не разрабатывают планы по сокращению использования (замене) опасных веществ и веществ ограниченного пользования, отсутствуют планы ликвидации аварий и инцидентов, оказывающих воздействие на состояние окружающей среды и подготовленности персонала к их ликвидации или предотвращению возникновения [10].

Закон Республики Беларусь «О растительном мире» устанавливает правовые основы охраны, защиты, воспроизводства, содержания, изъятия, удаления, пересадки объектов растительного мира и пользования ими, а также озеленения, охраны среды произрастания объектов растительного мира, повышения их средообразующих, водоохраных, защитных, санитарно-гигиенических, рекреационных и иных функций в целях обеспечения благоприятной для жизни и здоровья граждан окружающей среды, рационального (устойчивого) использования ресурсов растительного мира [11]. При организации деятельности в области обращения с объектами растительного мира основными несоответствиями являются непроведение в установленные сроки плановых работ по обследованию объектов растительного мира, а также загрязнение среды произрастания объектов растительного мира, отсутствие документации по учету объектов растительного мира (ведомости учета и картосхемы).

Главным нормативным правовым актом, регулирующим вопросы в области охраны и устойчивого использования объектов животного мира и среды их обитания в целях сохранения биологического разнообразия, предотвращения вреда жизни и здоровью диких животных от вредного воздействия антропогенных факторов, болезней, чрезвычайных ситуаций, неблагоприятных условий окружающей среды, является Закон Республики Беларусь «О животном мире» [12]. При обращении с объектами животного мира характерными несоответствиями являются оказание вредного воздействия на объекты животного мира и среду их обитания, а также отсутствие или невыполнение мероприятий, обеспечивающих предупреждение или компенсацию возможного вредного воздействия на объекты животного мира и среду их обитания.

Заключение

Исходя из опыта проведенных РУП «Бел НИЦ «Экология» экологических аудитов в организациях различных форм собственности и отраслей экономики можно сделать вывод, что несоответствия природоохранному законодательству носят, как правило, серьезный характер. Во многом, это связано с нехваткой численности кадрового состава экологической службы некоторых организаций либо их отсутствию.

и недостаточной подготовленностью специалистов в области охраны окружающей среды. Более того, зачастую экологические вопросы являются дополнительными, а не основными должностными обязанностями персонала, ответственного за охрану окружающей среды.

Однако, после «такого рентгена», который определяет слабые стороны организации в области охраны окружающей среды, руководство организации определяет соответствие деятельности требованиям природоохранного законодательства, формирует экологическую стратегию и политику предприятия, что позволяет:

- избежать сверхнормативных экологических платежей и штрафных санкций;
- снизить затраты на водоснабжение, электроэнергию;
- выявить наличие резервов сырья и энергоресурсов на предприятии;
- снизить риск возникновения чрезвычайных ситуаций, связанных с загрязнением окружающей среды;
- повысить инвестиционную привлекательность предприятия;
- повысить конкурентоспособность предприятия и увеличить лояльность потребителей за счет производства продукции, отвечающей всем экологическим и санитарно-гигиеническим требованиям;
- выходить на международный уровень и укрепить позиции компании среди зарубежных партнеров.

Библиографические ссылки

1. Закон Республики Беларусь «Об охране окружающей среды» от 26.11.1992 г. № 1982-XII (редакция от 16.12.2019 г., с изменениями от 29.12.2020 г.). [Интернет; процитировано 12.01.2021]. Доступно по: <https://pravo.by/document/?guid=3871&p0=v19201982>
2. Об утверждении Положения о порядке проведения экологического аудита: Постановление Совета Министров Республики Беларусь от 26.05.2016 г. № 412. [Интернет; процитировано 12.08.2020]. Доступно по: <http://www.government.by/upload/docs/fileca8077f341699fcb.PDF>
3. Об осуществлении производственных наблюдений в области охраны окружающей среды, рационального использования природных ресурсов» (вместе с «Инструкцией о порядке разработки и утверждения инструкции по осуществлению производственных наблюдений в области охраны окружающей среды, рационального использования природных ресурсов. Постановление Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Беларусь от 16.12.2008 г. № 2-3 (редакция от 18.06.2019 г.). [Интернет; процитировано 11.10.2020]. Доступно по: <https://www.pravo.by/document/?guid=3961&p0=W21328090>
4. Закон Республики Беларусь «Об охране атмосферного воздуха от 16.12.2008 г. № 2-3 (редакция от 18.06.2019 г.). [Интернет; процитировано 12.10.2020]. Доступно по: https://kodeksy-by.com/zakon_rb_ob_ohrane_atmosfernogo_vozduha.htm
5. Охрана окружающей среды и природопользование. Порядок ведения учета в области охраны окружающей среды и заполнения форм учетной документации в области охраны окружающей среды. ТКП 17.02-12-2014. [Интернет; процитировано 12.10.2020]. Доступно по: http://ecoinv.by/images/pdf/tkp_fond/_17.pdf
6. Об утверждении Инструкции о порядке инвентаризации выбросов загрязняющих веществ в атмосферный воздух. Постановление Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Беларусь от 23.06.2009 г. № 42 (редакция от 09.09.2019 г.). [Интернет; процитировано 12.10.2020]. Доступно по: https://naturegomel.by/sites/default/files/inline/files/postanovlenie_minprirody_ot_23_iyunya_2009_g_no_42.pdf
7. Закон Республики Беларусь «Об обращении с отходами» от 20.07.2007 г. № 271-3 (редакция от 10.05.2019 г.). [Интернет; процитировано 14.10.2020]. Доступно по: <https://www.pravo.by/document/?guid=3961&p0=H10700271>
8. Кодекс Республики Беларусь «Водный кодекс Республики Беларусь» от 30.04.2014 г. № 149-3 (редакция от 18.06.2019 г.). [Интернет; процитировано 14.10.2020]. Доступно по: <https://pravo.by/document/?guid=12551&p0=Hk1400149&p1=1>
9. Паспорт безопасности химической продукции. Общие требования. ГОСТ 30333-2007. Введен 01.01.2009. [Интернет; процитировано 22.10.2020]. Доступно по: <http://docs.cntd.ru/document/1200065697>
10. Система стандартов пожарной безопасности. Легковоспламеняющиеся и горючие жидкости. Обеспечение пожарной безопасности при хранении, перемещении и применении на промышленных предприятиях. СТБ 11.4.01-95. [Интернет; процитировано 22.10.2020]. Доступно по: <https://tnpa.by/#!/DocumentCard/19390/19390>
11. Закон Республики Беларусь «О растительном мире» от 14.06.2003 г. № 205-3 (редакция от 18.12.2018 г.). [Интернет; процитировано 22.10.2020]. Доступно по: <https://pravo.by/document/?guid=3871&p0=H10300205>

References

1. Law of the Republic of Belarus «On environmental protection» dated December 11, 1992 № 1982-XII (edition 16.12.2019, as amended dated 29.12.2020) [Internet; cited 2021 January 12]. Available from: <https://pravo.by/document/?guid=3871&p0=v19201982>. Russian.
2. On Approval of the Regulation on the Procedure of Conducting Environmental Audit Resolution of the Council of Ministers of the Republic of Belarus on 2016 May 26 № 412. [Internet; cited 2020 August 12]. Available from: <http://www.government.by/upload/docs/fileca8077f341699fcb.PDF>. Russian.
3. On the implementation of industrial observations in the field of environmental protection, rational use of natural resources (together with the «Instruction on the procedure for the development and approval of instructions for the implementation of industrial observations in the field of environmental protection, rational use of natural resources. Resolution of the Ministry of Natural Resources and Environmental Protection of the Republic of Belarus dated 2013 October 11 № 52 (as amended on 2019 October 24). [Internet; cited 2020 October 11]. Available from: <https://www.pravo.by/document/?guid=3961&p0=W21328090>. Russian.
4. Law of the Republic of Belarus. «On the protection of atmospheric air» dated December 16, 2008g. № 2-Z (as amended on June 18, 2019). [Internet; cited 2020 October 11]. Available from: https://kodeksy-by.com/zakon_rb_ob_ohrane_atmosfernogo_vozduha.htm. Russian.

5. Environmental protection and nature management. The procedure for keeping records in the field of environmental protection and filling out forms for accounting documentation in the field of environmental protection. TKP 17.02-12-2014. Russian. [Internet; cited 2020 October 11]. Available from: http://ecoinv.by/images/pdf/tkp_fond/_17.pdf. Russian.
6. Resolution of the Ministry of Natural Resources and Environmental Protection of the Republic of Belarus «On approval of the Instruction on the procedure for inventorying emissions of pollutants into the atmospheric air» dated 2009 June 23 № 42 (as amended on 2019 September 9). [Internet; cited 2020 October 12]. Available from: https://naturegomel.by/sites/default/files/inline/files/postanovlenie_minprirody_ot_23_iyunya_2009_g._no_42.pdf. Russian.
7. Law of the Republic of Belarus «On Waste Management» dated 2007 July 20 № 271-Z (as amended on 2019 May 10). [Internet]. [Cited 2020 October 14]. Available from: <https://www.pravo.by/document/?guid=3961&p0=H10700271>. Russian.
8. Code of the Republic of Belarus «Water Code of the Republic of Belarus» dated 2014 April 30 № 149-Z (as amended on 2019 June 18). [Internet; cited 2020 October 14]. Available from: <https://pravo.by/document/?guid=12551&p0=Hk1400149&p1=1>. Russian.
9. Safety data sheet for chemical products. General requirements. GOST 30333-2007. [Internet; cited 2020 October 22]. Available from: <http://docs.cntd.ru/document/1200065697>. Russian.
10. Fire safety standards system. Flammable and flammable liquids. Ensuring fire safety during storage, movement and use at industrial enterprises. STB 11.4.01-95. [Internet; cited 2020 October 22]. Available from: <https://tnpa.by/#!/DocumentCard/19390/19390>. Russian.
11. Law of the Republic of Belarus “On the flora” dated 2003 June 14 № 205-Z (as amended on 2018 December 18). [Cited 2020 October 22]. Available from: <https://pravo.by/document/?guid=3871&p0=H10300205>. Russian.

*Статья поступила в редколлегию 15.12.2020.
Received by editorial board 15.12.2020.*

СОДЕРЖАНИЕ

СОЦИАЛЬНО-ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ УСТОЙЧИВОГО РАЗВИТИЯ

<i>Мишаткина Т. В.</i> Экологическая безопасность в обществе риска.....	4
---	---

ИЗУЧЕНИЕ И РЕАБИЛИТАЦИЯ ЭКОСИСТЕМ

<i>Лакотко А. А., Сушко Г. Г.</i> Вырубки под линии электропередач в сосновых лесах Белорусского Поозерья как места обитания жуужелиц (Coleoptera, Carabidae).....	15
<i>Макаренко Т. В., Грищенко И. В., Макаренко А. И., Никитин А. Н.</i> Изучение содержания некоторых тяжелых металлов в мягких тканях живородки обыкновенной (<i>Viviparus viviparus</i> L.), обитающей в р. Сож в районе г. Гомеля.....	29
<i>Соколик Г. А., Овсянникова С. В., Попеня М. В.</i> Изменение форм нахождения кадмия, свинца и урана после добавления биоугля в почвы.....	40
<i>Михеева Т. М.</i> Первые исследования наличия цианотоксинов в водоемах и водотоках Беларуси.....	52

РАДИОЛОГИЯ И РАДИОБИОЛОГИЯ, РАДИАЦИОННАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ

<i>Жукова О. М., Николаенко Е. В., Сычик С. И., Кляус В. В., Дроздова Е. В., Мацко Н. Г., Тананко Е. М.</i> Результаты исследований содержания радионуклидов в питьевой воде в зоне наблюдения Белорусской АЭС.....	62
<i>Сеглин В. Н., Храмченкова О. М., Дворник А. А.</i> Аккумуляция ¹³⁷ Cs лишайником <i>Nuragus physodes</i> (на примере Гомельской области).....	69

МЕДИЦИНСКАЯ ЭКОЛОГИЯ

<i>Смолякова Р. М., Козырева Е. А., Шпадарук Е. М.</i> Гематологические интегральные показатели в оценке клеточной реактивности организма при коронавирусной инфекции COVID-19.....	77
<i>Нижегородова Д. Б., Батян Г. М., Юркевич М. Ю., Зафранская М. М.</i> Иммунологическая характеристика геморрагических васкулитов у детей.....	85

ПРОМЫШЛЕННАЯ И АГРАРНАЯ ЭКОЛОГИЯ

<i>Ёдчик А. В., Дубенок С. А.</i> Наилучшие доступные технические методы для очистки сточных вод.....	96
<i>Докурно Г. С., Хотько Е. В.</i> Анализ основных несоответствий в области охраны окружающей среды и рационального использования природных ресурсов.....	108

CONTENTS

SOCIAL AND ENVIRONMENTAL PROBLEMS OF SUSTAINABLE DEVELOPMENT

<i>Mishatkina T. V.</i> Ecological security in risk society	4
---	---

THE STUDY AND REHABILITATION OF ECOSYSTEMS

<i>Lakotko A. A., Sushko G. G.</i> Power line corridors in pine forests as habitats for ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in the Belarusian Poozerie	15
<i>Makarenko T. V., Hryshchanka I. V., Makarenko A. I., Nikitin A. N.</i> Study of the content of certain heavy metals in the soft tissue of the (<i>Viviparus viviparus</i> L.) that inhabitates the river of Sozh in Gomel	29
<i>Sokolik G. A., Ovsianikova S. V., Papenia M. V.</i> Change of the cadmium, lead and uranium species after addition of biochar into the soils	40
<i>Mikheyeva T. M.</i> The first investigations of cyanotoxins presence in waterbodies and watercourses of Belarus.....	52

RADIOLOGY AND RADIOBIOLOGY, RADIATION SAFETY

<i>Zhukova O. M., Nikalayenka A. U., Sychyk S. I., Kliaus V. V., Drazdova A. V., Matsko M. G., Tananka Y. M.</i> Results of investigation of radionuclides content in drinking water in the observation zone of the Belarusian NPP	62
<i>Seglin V. N., Hramchenkova O. M., Dvornik A. A.</i> Accumulation of ¹³⁷ Cs by lichen <i>Hypogymnia physodes</i> (on the example of the Gomel region)	69

MEDICAL ECOLOGY

<i>Smolyakova R. M., Kozyreva H. A., Shpadaruk K. M.</i> Hematological integrated indicators in assessing the cellular reactivity of the body in COVID-19 coronavirus infection	77
<i>Nizheharodava D. B., Batsian G. M., Yurkevich M. Yu., Zafranskaya M. M.</i> Immunological features in children with hemorrhagic vasculitis	85

INDUSTRIAL AND AGRICULTURAL ECOLOGY

<i>Yodchyk A. V., Dubianok S. A.</i> Best available techniques for the waste water treatment.....	96
<i>Dokurno G. S., Khotko E. V.</i> Analysis of the main inconsistencies in the field environmental protection and rational use of natural resources.....	108

Журнал включен Высшей аттестационной комиссией Республики Беларусь в Перечень научных изданий для опубликования результатов диссертационных исследований по биологическим, сельскохозяйственным и техническим (экология) наукам.

Журнал включен в библиографическую базу данных научных публикаций «Российский индекс научного цитирования» (РИНЦ).

**Журнал Белорусского
государственного университета. Экология.
№ 1. 2021**

Учредитель:
Белорусский государственный университет

Юридический адрес: пр. Независимости, 4,
220030, Минск.

Почтовый адрес: ул. Долгобродская, 23/1,
220070, Минск.

Тел. 398-89-34, 398-93-44.

www.iseu.bsu.by

E-mail: jecology@bsu.by

«Журнал Белорусского государственного
университета. Экология» издается с сентября 2017 г.

До августа 2017 г. выходил под названием

«Экологический вестник»

(ISSN 1994-2087).

Редактор *Л. М. Корневская*

Технический редактор *М. Ю. Мошкова*

Корректор *М. Ю. Мошкова*

Подписано в печать 25.03.2021.

Тираж 100 экз. **Заказ**.

Республиканское унитарное предприятие
«Информационно-вычислительный центр
Министерства финансов Республики Беларусь»

ЛПТ № 02330/89 от 3 марта 2014.

Ул. Кальварийская, 17, 220004, Минск.

© БГУ, 2021

**Journal
of the Belarusian State University. Ecology.
No. 1. 2021**

Founder:
Belarusian State University

Registered address: 4 Niezaliežnasci Ave.,
220030, Minsk.

Correspondence address: 23/1 Daŭhabrodskaja Str.,
220070, Minsk.

Tel. 398-89-34, 398-93-44.

www.iseu.bsu.by

E-mail: jecology@bsu.by

«Journal of the Belarusian State University. Ecology»
published since September, 2017.

Until August, 2017 named «Ekologičeskii vestnik»

(ISSN 1994-2087).

Editor *L. M. Korenevskaya*

Technical editor *M. Yu. Moshkova*

Proofreader *M. Yu. Moshkova*

Signed print 25.03.2021.

Edition 100 copies. **Order number**.

RUE «Information Computing Center of the Ministry
of Finance of the Republic of Belarus».

License for publishing No. 02330/89, 3 March, 2014.
17 Kalvaryjskaya Str., 220004, Minsk.

© BSU, 2021