



СОДЕРЖАНИЕ

Предисловие	363
Добровольский Г. В., Терехова В. А., Дгебуадзе Ю. Ю. Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред	365
Буковский М. Е., Коломейцева Н. Н. Сапробность рек на участках с различной антропогенной нагрузкой в годы разной водности	368
Воробьева О. В. Влияние прибора, генерирующего светодиодное облучение, на рачков <i>Daphnia magna</i>	374
Гершкович Д. М., Исакова Е. Ф. Действие низких концентраций потенциально токсичных веществ на <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg в пожизненных испытаниях	380
Даденко Е. В., Денисова Т. В., Казеев К. Ш., Колесников С. И. Оценка применимости показателей ферментативной активности в биодиагностике и мониторинге почв	385
Ипатов В. И., Дмитриева А. Г., Прохочкая В. Ю. Оценка токсичности бумажных изделий, пищевых продуктов и грунта методом биотестирования с использованием микроводорослей	394
Ковалева Н. О., Столпникова Е. М., Ковалев И. В. Палеоэкологическая реконструкция природной среды Подесенья на рубеже позднеледниковья и голоцена (по данным изотопного состава почв)	402
Манджиева С. С., Минкина Т. М., Мотузова Г. В., Назаренко О. Г., Бауэр Т. В., Маштыкова Л. Ю., Кушнарера А. В. Показатели экологического состояния почв при химическом загрязнении	414
Рисник Д. В., Милько Е. С. Диагностика экологического состояния вод бассейна Нижней Волги по показателям размерной структуры фитопланктона ...	418
Розина С. А., Макурина О. Н., Гончарук А. С. Влияние ксенобиотиков на полифенолоксидазную и аскорбинатоксидазную активность в тканях водного погружённого растения <i>Ceratophyllum demersum</i>	427
Чеснокова С. М., Злышко А. С., Савельев О. В., Грифонова Т. А. Оценка состояния экосистем малых эвтрофных водотоков урбанизированных территорий методами биотестирования и биоиндикации	433
Шашкова Т. Л., Григорьев Ю. С. Сравнительная оценка чувствительности показателей выживаемости и трофической активности <i>Daphnia magna</i> при определении токсичности воды	439

ХРОНИКА

Резолюция Международной конференции «Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред»	445
--	-----



CONTENTS

Preface	363
Dobrovolsky G. V., Terekhova V. A., and Dgebuadze Yu. Yu. Bioindication in the Ecological Assessment of Soils and Related Habitats	365
Bukovsky M. E. and Kolomeytseva N. N. River saprobity on sites with various anthropogenic pressures in years with various water availabilities	368
Vorobyeva O. V. Effect of a device generating light-emitting diode radiation, on <i>Daphnia magna</i>	374
Gershkovich D. M. and Isakova E. F. Effect of low concentrations of potentially toxic substances on <i>Ceriodaphnia affinis</i> Lilljeborg in lifelong tests	380
Dadenko E.V., Denisova T.V., Kazeev K. Sh., and Kolesnikov S. I. Applicability of enzyme activity indices for soil bioindication and monitoring	385
Ipatova V. I., Dmitrieva A. G., and Prokhotskaya V. Yu. Bioassays of paper products, food and soil using microalgae ation, on <i>Daphnia magna</i>	394
Kovaleva N. O., Stolpnikova E. M., and Kovalev I. V. Paleocological reconstruction of the natural medium of the Podesenie region on the late pleistocene – holocene boundary (by the carbon isotopic soil composition)	402
Mandzhieva S. S., Minkina T. M., Motuzova G. V., Nazarenko O. G., Bauer T. V., Mashtykova L. Yu., and Kushnareva A. V. Indicators of soil ecological condition under chemical pollution	414
Risnik D. V. and Milko E. S. Ecological status diagnostics of the Lower Volga basin waters by means of phytoplankton dimensional structure indices	418
Rozina S. A., Makurina O. N., and Goncharuk A. S. Xenobiotic effects on polyphenoloxidase and ascorbate oxidase activities in the water-submerged plant <i>Ceratophyllum demersum</i>	427
Chesnokova S. M., Zlyvko A. S., Savelyev O. V., and Trifonova T. A. Ecosystem assessment of small eutrophic watercourses in urbanized areas by biotesting and bioindication methods	433
Shashkova T. L. and Grigoriev Y. S. Comparative sensitivity evaluation of the survival rate and feeding rate indices of <i>Daphnia magna</i> to determine water toxicity	439

CHRONICLE

Resolution of International Conference «Bioindication in the Ecological Assessment of Soils and Related Habitats»	445
---	-----

ПРЕДИСЛОВИЕ

*Посвящая данный выпуск «Поволжского экологического журнала» Международной конференции «Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред» (Биодиагностика-2013), 4 – 6 февраля 2013 г., МГУ им. М. В. Ломоносова (Москва, Россия), мы отдаем дань светлой памяти и глубокой признательности ее основному инициатору – великому российскому ученому с мировым именем и замечательному человеку, академику **Глебу Всеволодовичу Добровольскому** (22.09.1915 – 08.04. 2013).*

4 – 6 февраля 2013 г. в Московском государственном университете имени М. В. Ломоносова (Москва, Россия) прошла **Международная конференция «Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред» (Биодиагностика-2013)**.

Организаторами конференции выступили Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова (МГУ) (Институт экологического почвоведения МГУ, Биологический факультет, Факультет почвоведения, Музей земледения и Экоцентр МГУ) и Институт проблем экологии и эволюции им. А. Н. Северцова РАН.

Научная программа конференции предполагала обсуждение докладов по методологии биодиагностики экологического состояния природных наземных и водных экосистем, агроценозов, оценке безопасности современных производств биологическими методами, методическим проблемам биоиндикации и биотестирования токсичности продуктов и отходов био- и нанотехнологий, радиационного загрязнения и других источников воздействий на окружающую среду.

В данный выпуск «Поволжского экологического журнала» включены несколько статей российских участников Международной конференции «Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред» (Биодиагностика-2013), соответствующих профилю этого издания.



ПРЕДИСЛОВИЕ

В силу междисциплинарного характера конференции другие статьи участников можно найти в специальных выпусках и номерах следующих рецензируемых журналов: «Доклады по экологическому почвоведению» (2013. Т. 18, № 1); «Проблемы агрохимии и экологии» (2013. № 3); «Использование и охрана природных ресурсов в России» (2013. № 1 (127)); «Вестник МГУ» (Сер. 17, Почвоведение. 2013. № 3); «Теоретическая и прикладная экология» (2014).

Все тезисы докладов участников конференции опубликованы в сборнике «Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред»: тезисы докладов Международной конференции, Москва 4 – 6 февраля 2013 г. М. : БИНОМ. Лаборатория знаний, 2013. 296 с. В электронном варианте их можно найти по ссылке <http://soilinst.msu.ru/images/stories/2013.pdf>.



БИОДИАГНОСТИКА В ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКЕ ПОЧВ И СОПРЕДЕЛЬНЫХ СРЕД

Идея провести в стенах Московского государственного университета им. М. В. Ломоносова научный форум специалистов-экологов возникла и начала реализовываться до издания Указа № 1157 Президента РФ от 10.12.2012 г. «О проведении в Российской Федерации года охраны окружающей среды». Но так совпало, что время проведения Международной конференции «Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред» (4 – 6 февраля 2013 г.) пришлось на Год охраны окружающей среды.

Мало кто сомневается, что современные подходы к экологической оценке качества окружающей среды должны ориентироваться, прежде всего, на биотические показатели. Химические анализы, как известно, показывают лишь наличие «маркеров» – определенных концентраций поллютантов, что имеет крайне ограниченное значение для прогноза и оценки состояния живых организмов, сообществ и экосистемы в целом хотя бы по причине синергического эффекта. Однако реализовывать такую концепцию «экоконтроля» в природоохранной практике очень непросто.

В экологическом почвоведении теоретическую основу реализации биотической концепции нормирования вредных воздействий на почву составили важнейшие положения о структурно-функциональной роли почвы в биогеоценозах и биосфере.

Вот некоторые постулаты этой концепции.

Устойчивое функционирование почвенных экосистем в значительной мере обусловлено состоянием ее биотического компонента (Добровольский, Никитин, 1990).

В ряду экологических функций, выполняемых почвой для обеспечения существования биогеоценозов и биосферы в целом, важнейшее место занимают функции поддержания биоразнообразия и сохранения сред обитания для сообществ разных видов педобитонтов и всех обитателей наземных экосистем (Добровольский, Никитин, 2000).

Данные биологических исследований представляют объективные показатели режима жизни почв и имеют важные преимущества перед данными по морфологии, химии и минералогии почв, так как последние характеризуют консервативные накопившиеся ранее признаки и свойства почв (Гельцер, 1986).

Импульс развитию фундаментальных основ биодиагностики почв, совершенствованию методов анализа и практического использования живых организмов в индикации экологического качества наземных экосистем дало Всероссийское совещание, проведенное на факультете почвоведения МГУ им. М. В. Ломоносова в 1976 г. (Биологическая диагностика почв, 1976).

Совершенно очевидно, что биотическая концепция нормирования вредных воздействий на почву находит свое успешное применение и при рассмотрении других природных сред.

БИОДИАГНОСТИКА В ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКЕ ПОЧВ

Цель Международной конференции «Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред» (Биодиагностика-2013) – обмен знаниями по проблемам биоиндикации и биотестирования негативных воздействий на окружающую среду между специалистами очень широкого круга – почвоведомы, гидробиологами, микробиологами, зоологами, ботаниками, биохимиками, биофизиками, генетиками, специалистами в области геномной инженерии и молекулярной биологии и т.п. Ожидалось (и эти ожидания полностью оправдались), что результатом такого многостороннего обсуждения будет взаимное обогащение новыми научными идеями и методами исследований в смежных дисциплинах, что будут способствовать развитию методологических основ и методов оценки не только почв, но и сопряженных сред. Следует отметить, что для такой чрезвычайно гетерогенной среды, как почва, это особенно актуально.

Почва с неоднородностью ее органо-минеральной матрицы, обилием сложного комплекса гуминовых веществ представляется довольно сложным объектом для разработки систем экологической оценки. Широко распространенные методы биологической оценки, особенно методы биотестирования, легитимные для принятия практических решений, разрабатывались по большей части в гидробиологических исследованиях. Много вопросов и неизменно большие дискуссии вызывает проблема выбора «фоновых» участка или «контрольного» образца в условиях, когда практически не остается ненарушенных территорий, в условиях, когда постоянно появляются новые воздействующие факторы – от поступления продуктов и отходов новых технологий, био- и наноматериалов до глобальных климатических изменений. Поэтому особое внимание на конференции было уделено методологии экологической оценки и концепции экологического нормирования, источникам воздействий, подлежащих контролю, и их влиянию на экологическое качество почв, водной и воздушной сред.

Большое число исследований посвящено зоо-, фито-, микробиотической и молекулярно-генетической индикации природных сред в естественных, агро- и урбо-экосистемах. Предложено немало методик биотестирования токсичности природных сред и техногенных объектов, отходов, применяемых ремедиационных препаратов. Однако актуальным остается вопрос информативности и воспроизводимости методов биотестирования в разных областях применения при оценке жидких и твердофазных гетерогенных сред.

Как в гидроэкологических, так и в почвенно-экологических исследованиях, активно разрабатываются модели и подходы, отражающие интеграцию химических, токсикологических и экологических данных для построения адекватной системы экологической оценки, в которых результаты измерения токсичности в биотестах и биоиндикационные индексы занимают важное место (Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред, 2013).

Среди участников форума были и видные исследователи, крупные специалисты с мировым именем, и молодые ученые из России, Азербайджана, Беларуси, Италии, Казахстана, Кыргызстана, Молдовы, Нидерландов, Польши, Португалии, Сербии, США, Узбекистана, Украины, Финляндии, Чехии. Европейские и американские ученые – участники данной конференции – представили крупнейшие меж-

БИОДИАГНОСТИКА В ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОЦЕНКЕ ПОЧВ

дународные профессиональные сообщества: Общество экологической токсикологии и химии окружающей среды (Society of Environmental Toxicology and Chemistry, SETAC, www.setac.org) и Международное общество экологической индикации (International Society of Environmental Indicators, ISEI, www.environmentalindicators.net). Инициатива Европейского комитета SETAC Europe по организации русскоязычного отделения – SETAC Russian Branch – нашла горячую поддержку у представителей разных регионов РФ и стран бывшего СССР, что, несомненно, будет способствовать еще большей интеграции экологов в единое мировое сообщество.

Активность участников конференции отразила стремление ученых, специализирующихся в разных областях экологии, к консолидации исследовательских усилий для решения фундаментальных и практических вопросов охраны окружающей среды и обеспечения экологической безопасности.

Часть материалов, доложенных на Международной конференции «Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред» (Биодиагностика-2013) представлена в данном выпуске Поволжского экологического журнала.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Биологическая диагностика почв : тез. докл. Всесоюз. совещ. «Проблемы и методы биологической диагностики и индикации почв». М. : Наука, 1976. 360 с.

Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред : тез. докл. Междунар. конф. М. : БИНОМ. Лаборатория знаний, 2013. 296 с.

Гельцер Ю. Г. Биологическая диагностика почв. М. : Изд-во МГУ, 1986. 80 с.

Добровольский Г. В., Никитин Е. Д. Функции почв в биосфере и экосистемах. М. : Наука, 1990. 251 с.

Добровольский Г. В., Никитин Е. Д. Сохранение почв как незаменимого компонента биосферы : функционально-экологический подход. М. : Наука, 2000. 185 с.

Г. В. Добровольский¹, *В. А. Терехова*^{1,2}, *Ю. Ю. Дзгбуадзе*²

¹ Московский государственный университет
им. М. В. Ломоносова
119234, Москва, Ленинские горы, 1, стр. 12
E-mail: vterekhova@gmail.com

² Институт проблем экологии и эволюции
им. А. Н. Северцова РАН
119071, Москва, Ленинский просп., 33

УДК 574.58(470.326)

САПРОБНОСТЬ РЕК НА УЧАСТКАХ С РАЗЛИЧНОЙ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКОЙ В ГОДЫ РАЗНОЙ ВОДНОСТИ

М. Е. Буковский, Н. Н. Коломейцева

*Институт естествознания
Тамбовского государственного университета им. Г. Р. Державина
Россия, 392000, Тамбов, Советская, 181
E-mail: mikezzz@mail.ru*

Поступила в редакцию 08.05.13 г.

Сапробность рек на участках с различной антропогенной нагрузкой в годы разной водности. – Буковский М. Е., Коломейцева Н. Н. – Рассматриваются результаты определения гидрометрических характеристик и индекса сапробности рек на двух участках с различной антропогенной нагрузкой. Приводится сравнение данных исследований, проведенных в годы с различной водностью. Обсуждается зависимость сапробности реки от её водности.

Ключевые слова: водность рек, заповедник, донные беспозвоночные, качество воды, сапробность.

River saprobity on sites with various anthropogenic pressures in years with various water availabilities. – Bukovsky M. E. and Kolomeytseva N. N. – The results of evaluation of hydro-metric characteristics and saprobity index of rivers on two sites with various anthropogenic pressures are considered. The data of our surveys conducted in years with various water availabilities are compared. The dependence of the river saprobity on the water availability is discussed.

Key words: stream discharge, reserve, ground invertebrates, quality of water, saprobity.

ВВЕДЕНИЕ

Качество воды во многом определяется биотой, ее способностью осуществлять процессы продуцирования и «самоочищения» вод. Биота – естественный материальный показатель качества воды, и ее изменения позволяют судить о степени антропогенного воздействия на экосистемы. Усиление антропогенного воздействия на водные экосистемы приводит к изменениям и нарушениям эволюционно сложившихся биоценозов, уменьшению видового разнообразия, снижению способности экосистем к самоочищению, вследствие чего происходит их постепенная деградация (Балушкина, 2004).

Важнейшей комплексной характеристикой состояния водоёма является уровень его сапробности. Сапробность – характеристика водоёма, показывающая уровень его загрязнённости органическими веществами и продуктами их распада (Полякова, 2007). Поэтому сапробность является одним из показателей качества воды.

Лето 2010 г. на территории Европейской России было аномально сухим и жарким, в связи с этим водность рек в меженный период была крайне мала (Дубровин и др., 2011; Доклад о состоянии..., 2011). Лето 2012 г. по сравнению с летом 2010 г. было заметно более холодным и дождливым. Водность рек летом 2012 г.

также была значительно большей по сравнению с 2010 г. Это даёт нам возможность для анализа и сравнения результатов различных исследований, проведённых на реках средней полосы России с целью выявления зависимости тех или иных показателей от водности рек.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Основываясь на собранных нами в экспедициях 2010 и 2012 гг. данных о населении участков рек организмами, относящимися к группе макрозообентоса (Буковский, Коломейцева, 2011, 2012), авторы статьи проанализировали зависимость сапробности водотока от его водности.

Однако, говоря о зависимости качества воды в реках в общем, и о сапробности в частности, от какого-либо фактора естественного происхождения, нельзя не учитывать мощного антропогенного воздействия, которое испытывают на себе реки средней полосы России. Этот факт обусловил выбор водотоков и их участков для проведения биоиндикационных исследований.

Для исследований были выбраны два наиболее крупных водотока на территории Тамбовской области – реки Цна и Ворона. Сток реки Цны практически полностью зарегулирован от истока до устья. На одном из притоков, р. Лесной Тамбов, вблизи областного центра построено самое крупное в области водохранилище для поддержания уровня воды в р. Цне. На всём протяжении р. Вороны имеется всего лишь одна плотина, сток р. Вороны, особенно в среднем и нижнем течении, может искусственно регулироваться только уровнем р. Хопёр, в которую р. Ворона впадает ниже г. Борисоглебска Воронежской области.

При выборе участков рек нами учитывалась их водность, чтобы по этому показателю они были сопоставимы. На р. Цне нами был выбран участок в верхней части среднего течения, 13 км выше областного центра у г. Котовска. Участок расположен вблизи городских и сельских населенных пунктов, сельскохозяйственных угодий и дачных участков, т.е. подвержен значительной антропогенной нагрузке. Кроме того, мы провели исследования в устьевой части правого притока р. Цны – р. Лесной Тамбов. На р. Вороне нами был выбран участок среднего течения у райцентра Инжавино, большая часть которого расположена в пределах территории Государственного природного заповедника «Воронинский», что позволяет условно говорить об отсутствии антропогенной нагрузки. Небольшая часть исследуемого участка протянулась вдоль и ниже райцентра Инжавино, где очевидно фактор антропогенной нагрузки вновь становится значимым. Расположение исследуемых створов представлено на рис. 1.

На р. Цне первый створ был расположен в 300 м выше по течению от автомобильного моста в с. Кузьмино-Гать. Второй створ мы расположили ниже по течению р. Цны от места впадения в нее достаточно крупного притока – р. Лесной Тамбов, в 1 км выше по течению от г. Котовска. Третий был расположен в 1 км ниже по течению г. Котовска. Необходимо заметить, что участок р. Цны от второго до третьего створа подвержен значительно более интенсивной антропогенной нагрузке по сравнению с другими исследованными участками на описываемой территории. Также следует оговориться, что сброс с очистных сооружений г. Ко-

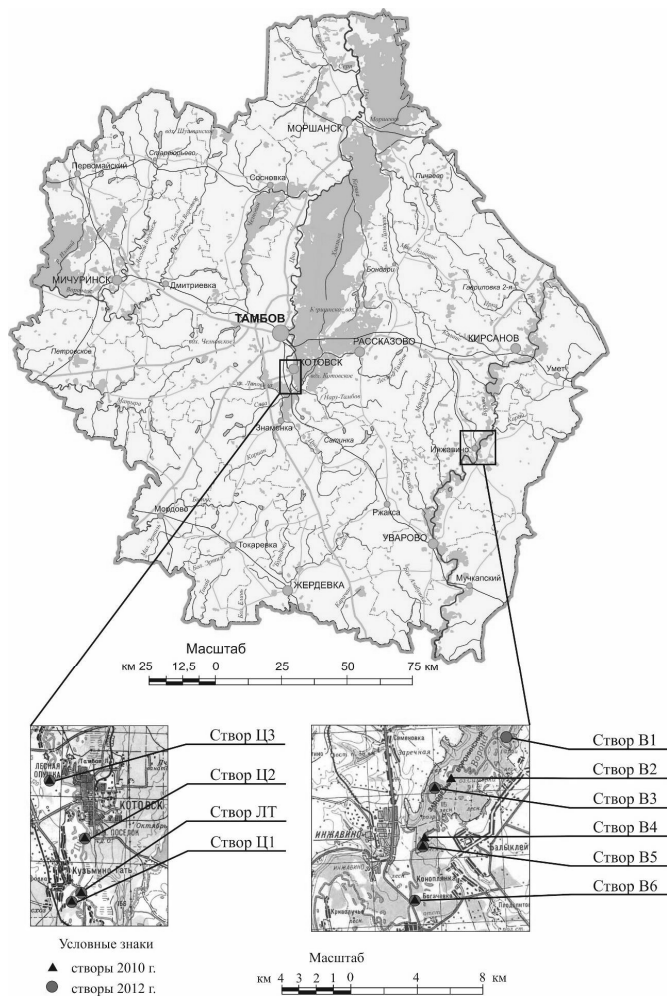


Рис. 1. Расположение исследуемых створов

Индекс сапробности рассчитывался по формуле:

$$S = \frac{\sum_{i=1}^N s_i \times J_i}{\sum_{i=1}^N J_i}, \quad (1)$$

где S – индекс сапробности, s_i – сапробность каждого найденного в пробе индикаторного организма (от 0 до 4); J_i – его индикаторный вес (от 1 до 4).

товска находится ниже по течению от места расположения третьего створа, т. е. в данной работе город рассматривается исключительно как компонент ландшафта.

На р. Вороне первый створ находился у северной границы второго по течению участка заповедника. Вторым и третьим створы были расположены ниже по течению в центральной части второго участка заповедника. Створы В4 и В5 находились у южной границы заповедника. Створ В6 был расположен у моста Инжавино – Красивка.

Для проведения гидрометрического обследования рек использовались методики из практикума К. В. Пашканга (1982). Для определения сапробности использовался индекс сапробности Пантле – Букка в модификации М. В. Чертопруда (2007).

САПРОБНОСТЬ РЕК НА УЧАСТКАХ С РАЗЛИЧНОЙ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКОЙ

Отлов водных беспозвоночных из донного грунта проводился с помощью стандартной драги. Отлов водных беспозвоночных на зарослях макрофитов и в толще воды осуществлялся с помощью сачка.

Работы проводились в августе 2010, 2012 гг.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Результаты измерений расходов воды на створах и рассчитанные авторами статьи индексы сапробности вод р. Цны представлены на рис. 2.

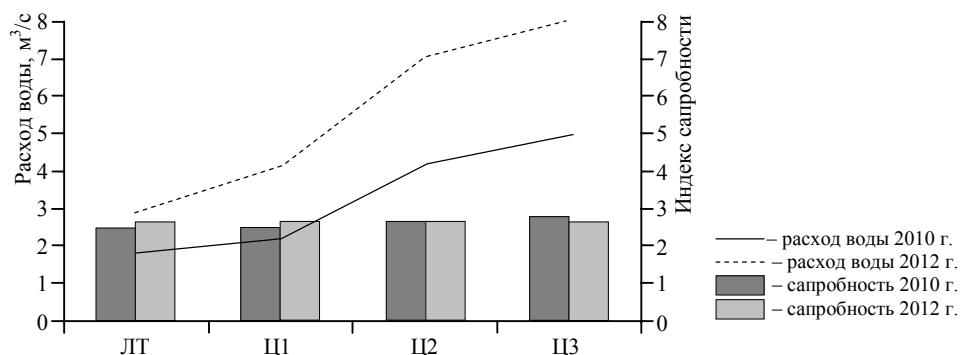


Рис. 2. Расход воды в реке и индексы сапробности р. Цны в 2010, 2012 гг.

Расход воды на исследуемом участке р. Цны в 2010 г. составил от 2.3 м³/с у с. Кузьмино-Гать до 5.0 м³/с в 1 км ниже по течению от г. Котовска, в 2012 г. расход воды возрастал от 2.9 до 8.0 м³/с соответственно. В устьевой части р. Лесной Тамбов расход воды в 2010 г. составил 1.81 м³/с, в 2012 г. – 2.88 м³/с. По сравнению с данными 2010 г. в 2012 г. расход воды на описанном участке увеличился в среднем на 71.9%.

Индекс сапробности р. Лесной Тамбов в 2012 г. увеличился на 7.2%. Индекс сапробности р. Цны на створе у с. Кузьмино-Гать увеличился на 6.8%, выше г. Котовска – на 1.9%, ниже г. Котовска уменьшился на 5.7%. В среднем на исследуемом участке индекс сапробности в 2012 г. увеличился на 2.55%.

Результаты измерений расходов воды на створах и рассчитанные индексы сапробности вод р. Вороны приведены на рис. 3.

В отличие от исследований, проводившихся на р. Цне, расположение створов в 2010 и 2012 гг. совпадает частично.

Расход воды на исследуемом участке р. Вороны в 2010 г. составил от 2.44 м³/с на створе в центральной части второго по течению участка заповедника до 3.05 м³/с на створе у моста Инжавино – Красивка. В 2012 г. расход воды на этом участке находился в пределах от 6.77 до 7.31 м³/с. По сравнению с данными 2010 г. в 2012 г. расход воды на описанном участке увеличился в среднем на 151.7%.

По сравнению с данными 2010 г. в центральной части второго по течению участка заповедника, на створе В3, индекс сапробности уменьшился на 1.9%; у

южной границы заповедника, на створе В5, – на 5.2%; а у моста Инжавино – Красивка индекс сапробности в 2012 г., напротив, увеличился на 1.2%. В среднем на участке р. Вороны, не испытывающем антропогенной нагрузки, индекс сапробности в 2012 г. уменьшился на 3.55 %.

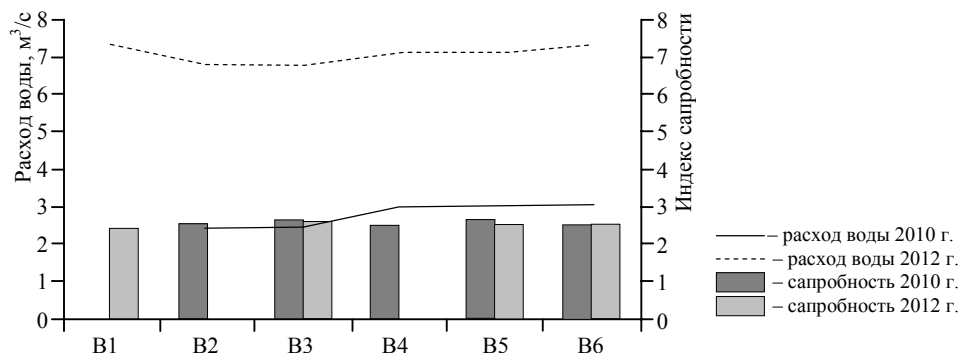


Рис. 3. Расход воды в реке и индексы сапробности р. Вороны в 2010, 2012 гг.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Анализ результатов проведенного исследования выявил разнонаправленную и при этом достаточно слабую зависимость сапробности участков рек от их водности. На участках, не испытывающих антропогенной нагрузки (створы В1 – В5), сапробность водотока уменьшается с увеличением водности; на участках, испытывающих антропогенную нагрузку (створы В6, ЛТ, Ц1, Ц2), с увеличением водности сапробность водотока, напротив, увеличивается; на участке, испытывающем более интенсивную по сравнению с другими описанными участками антропогенную нагрузку (створ Ц3), сапробность водотока с увеличением водности снова уменьшается.

Таким образом, можно сделать вывод о том, что однозначной зависимости сапробности водотока от его водности нет. Значительную роль играет наличие и интенсивность антропогенной нагрузки на водоток.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Балушкина Е. В. Изменение структуры сообществ донных животных при антропогенном воздействии на водные экосистемы (на примере малых рек Ленинградской области) // Евразийский энтомол. журн. 2004. Т. 3, № 4. С. 276 – 282.

Буковский М. Е., Коломейцева Н. Н. Геоэкологическая оценка состояния реки Цны в среднем течении // Экология речных бассейнов : тр. 6-й Междунар. науч.-практ. конф. Владимир : Изд-во Владимир. гос. ун-та. им. А. Г. и Н. Г. Столетовых, 2011. С. 369 – 373.

Буковский М. Е., Коломейцева Н. Н. Естественные условия протекания и таксономический состав донных беспозвоночных реки Вороны // Науч. ведомости Белгород. гос. ун-та. Сер. Естественные науки. 2012. № 9 (128), вып. 19. С. 82 – 89.

Доклад о состоянии и охране окружающей среды Тамбовской области в 2010 году. Тамбов : Изд-во «Юлис», 2011. 132 с.

САПРОБНОСТЬ РЕК НА УЧАСТКАХ С РАЗЛИЧНОЙ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКОЙ

Дубровин О. И., Буковский М. Е., Коломейцева Н. Н. Анализ изменения гидрометрических характеристик реки Цны в районе г. Котовска в 2009 – 2010 годах // *Фундаментальные и прикладные исследования в системе образования* : сб. науч. тр. IX Междунар. науч.-практ. конф. Тамбов : Изд. дом Тамбов. гос. ун-та им. Г. Р. Державина, 2011. С. 124 – 126.

Пащканг К. В. Практикум по общему землеведению. М. : Высш. шк., 1982. 224 с.

Полякова Т. Н. Рекомендации по оценке состояния экосистем малых водоемов по организмам макрозообентоса // *Изучение водных объектов и природно-территориальных комплексов Карелии*. Петрозаводск : Изд-во КарНЦ РАН, 2007. С. 85 – 105.

Чертопруд М. В. Модификация индекса сапробности Пантле – Букка для водоемов Европейской России // *Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем* : материалы Междунар. конф. СПб. : Лема, 2007. С. 298 – 302.

УДК 595.324:591.5

**ВЛИЯНИЕ ПРИБОРА,
ГЕНЕРИРУЮЩЕГО СВЕТОДИОДНОЕ ОБЛУЧЕНИЕ,
НА РАЧКОВ *DAPHNIA MAGNA***

О. В. Воробьева

*Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова
Россия, 119234, Москва, Ленинские горы, 1, стр. 12
E-mail: olvorobieva@rambler.ru*

Поступила в редакцию 07.05.13 г.

Влияние прибора, генерирующего светодиодное облучение, на рачков *Daphnia magna*. – Воробьева О. В. – Описаны эффекты светового и электромагнитного полей прибора, генерирующего красное светодиодное излучение, на рачка *Daphnia magna* Straus, 1820.

Ключевые слова: *Daphnia magna*, светодиодное излучение, плодовитость, нарушение эмбриогенеза, гидробионты.

Effect of a device generating light-emitting diode radiation, on *Daphnia magna*. – Vorobyeva O. V. – The effects of both light and electromagnetic fields of a device producing red light by means of light-emitting diodes on the water crustacean *Daphnia magna* Straus, 1820 are described.

Key words: *Daphnia magna*, LED light, fecundity, embryogenesis disturbance, hydrobiont.

ВВЕДЕНИЕ

Биотестирование, являясь методом контроля химического загрязнения, одновременно может найти применение при оценке вредоносного действия физических факторов, в частности электромагнитного излучения. Одними из возможных источников такого излучения являются лазеры и светоизлучающие диоды. Достижения лазерных и светодиодных технологий все чаще применяются в медицинской практике. Высокоэнергетические лазерные воздействия используются в качестве световых скальпелей, низкоэнергетические, в сочетании с фотосенсибилизаторами (такими, как гематопорфирин или фталоцианин), – применяют для разрушения раковых опухолей. Маломощные излучения гелий-неонового лазера используют при лечении заболеваний опорно-двигательного аппарата, в стоматологии, пульмонологии, кардиологии (Чудновский и др., 2002). Поскольку лазерный луч при прохождении через оптоволокно и кожные покровы теряет свойство когерентности (Кару и др., 1982), решающими параметрами для облучения оказываются спектральная плотность и длина волны (Чудновский и др., 2002). Поэтому наряду с лазерным воздействием широкое применение находит и облучение с использованием светодиодных приборов. Наибольшее применение получили светодиодные и лазерные источники с излучением в красной и инфракрасной частях спектра.

Показано, что облучение красным и инфракрасным светом может оказывать позитивные эффекты при определенных дозах (Брилль и др., 2008; Tuner et al., 1999; Karu, 2007; Plavskii et al., 2008). Так, инфракрасное облучение увеличивало выживаемость икры рыб и стимулировало рост и размножение высших водных растений

(Крутик, 2006; Фельдман, Крутик, 2006). Несмотря на большое количество работ, описывающих положительные эффекты от облучения красным и инфракрасным светом, появляется все больше публикаций об отсутствии положительного результата, вплоть до развития побочных эффектов (Борисенко, 1997; Кару, 2000). В частности, показано, что действие низкоинтенсивного лазерного излучения зависит от стадии развития эмбриона рыб (Uzdensky et al., 2001). Облучение гелий-неоновым лазером увеличивало продуктивность при облучении икры на стадии гастрюляции и эмбриональной моторики и негативно влияло при облучении на стадии органогенеза. По данным ряда авторов (Кару, 2000; Ding, 1988), применение неоптимальных параметров воздействия может не только не привести к желаемому позитивному эффекту, но и вызвать угнетение жизненно важных функций организма. При воздействии на целостные живые организмы наблюдаются плохая воспроизводимость результатов, различная чувствительность к облучению у разных особей и опасность передозировки (Владимиров, 1999).

Поскольку при облучении организм подвергается не только воздействию света, но и действию электромагнитного поля (ЭМП), порождаемого прибором, целью настоящей работы стало выявление эффекта каждого из этих компонентов излучения прибора на выживаемость, плодовитость и качество потомства *Daphnia magna* Straus, 1820.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Объектом исследования служила лабораторная культура рачков *Daphnia magna* – стандартный тест-объект токсикологических исследований. Рачков выращивали согласно методике (Методические указания..., 1998). Температура в опытах составляла 20°C. Освещенность обеспечивалась люминесцентными лампами «Power-Glo» и «Sun-Glo» со сменой дня и ночи (12:12 часов). В ходе опытов воду меняли 3 раза в неделю, одновременно со сменой воды удаляли рожденную молодь. Рачков кормили суспензией зеленых водорослей *Chlorella vulgaris*.

Односуточных особей однократно облучали при помощи прибора СДМ-01, генерирующего светодиодное излучение и разработанного для исследования влияния светодиодного облучения на живые системы. Спектр излучения прибора представляет собой колоколообразную кривую с максимумом на длине волны 650 нм, ширина спектра по уровню 1/2 составляет 21 нм. Интегральная световая мощность светодиодной матрицы прибора – 8 мВт, интенсивность света на расстоянии 13.5 см от матрицы – 0.04 мВт/см². Время воздействия составляло 0.1 и 300 с. После экспозиции подопытных и контрольных рачков помещали из расчета 5 особей на 250 мл воды, с 4-кратной повторностью каждого из вариантов согласно методике проведения хронических экспериментов (Лесников, Исакова, 1998). В качестве контроля служили рачки из того же помета, не подвергавшиеся воздействию прибора. Для выявления действия электромагнитного поля (ЭМП) прибора использовали рачков, помещенных под облучатель, но изолированных от действия света тонкой металлической пластиной. Таким образом, рачки во время облучения не подвергались действию света, но могли подвергаться воздействию ЭМП, создаваемых прибором.

Исследовались облученные родительские поколения (P), а также три последующих поколения потомства ($F_1 - F_3$), экспонирование которых не проводилось.

Наблюдения за каждым поколением продолжались в режиме хронического опыта до 21 суток. Исследовались такие параметры, как выживаемость, плодовитость и качество потомства дафний в четырех поколениях.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Облучение и действие ЭМП не оказали влияния на наступление половозрелости исследованных особей. Во всех четырех поколениях различия в выживаемости за 21 сутки наблюдений не были статистически достоверными.

На рисунке представлены графики суммарной плодовитости дафний в пересчете на 1 самку во всех исследованных поколениях. В родительском поколении действие только ЭМП прибора привело к снижению плодовитости по сравнению с контролем и облучением светом на 20% (табл. 1). Плодовитость особей, подвергшихся световому облучению, была близка к контрольным значениям. В первом поколении наибольшая плодовитость была отмечена при облучении с экспозицией 300 с (увеличение на 30% от контроля). Наименьшая плодовитость – при изолированном от света действии прибора (снижение плодовитости на 33% от контроля), плодовитость при облучении 0.1 с оказалась ниже контрольной. Во втором поколении плодовитость при действии ЭМП прибора и при облучении с экспозицией 300 с оказалась больше плодовитости в контроле и при экспозиции 0.1. К четвертому поколению данные по плодовитости оказались сходными во всех линиях. Плодовитость при облучении с экспозицией 0.1 с во всех исследуемых поколениях была близка к контрольным значениям. Плодовитость при облучении с экспозицией 300 с оказалась больше плодовитости при действии ЭМП прибора в родительском поколении на 37% ($t_d = 1.37$) и на 92% в первом поколении (статистически достоверное отличие, $t_d = 3.96$ при T -критическом 2.45). Во втором и третьем поколениях отличия от плодовитости при действии ЭМП прибора оказались незначительными.

Таблица 1

Суммарная плодовитость дафний в ряду поколений
после однократного облучения светодиодом

Воздействие / Поколения		P	F_1	F_2	F_3
Контроль	Суммарная плодовитость на 1 самку	43.3±13.4	20.0±2.5	33.8±3.4	14.5±0.6
	Суммарная плодовитость на 1 самку	35.5±12.2	13.4±4.7	49±10.8	15.3±1.7
ЭМП	% от контроля	78.5	67.0	145.0	105.2
	t_d	1.04	2.27	2.27	0.8
	Суммарная плодовитость на 1 самку	42.8±14.5	16.5±2.0	33.3±7.2	16.0±3.7
	% от контроля	94.5	82.5	98.5	110.3
0.1 с	t_d	0.25	2.09	0.12	0.75
	% от ЭМП	121.0	122.2	67.86	104.9
	t_d	0.78	1.13	2.31	0.36
	Суммарная плодовитость на 1 самку	47.3±11.4	26.0±4.2	46.8±8.9	14.3±1.5
300 с	% от контроля	105.0	130.0	138.5	98.2
	t_d	0.22	2.3	2.35	0.3
	% от ЭМП	133.0	192.6	95.41	92.44
	t_d	1.37	3.95	0.32	0.88

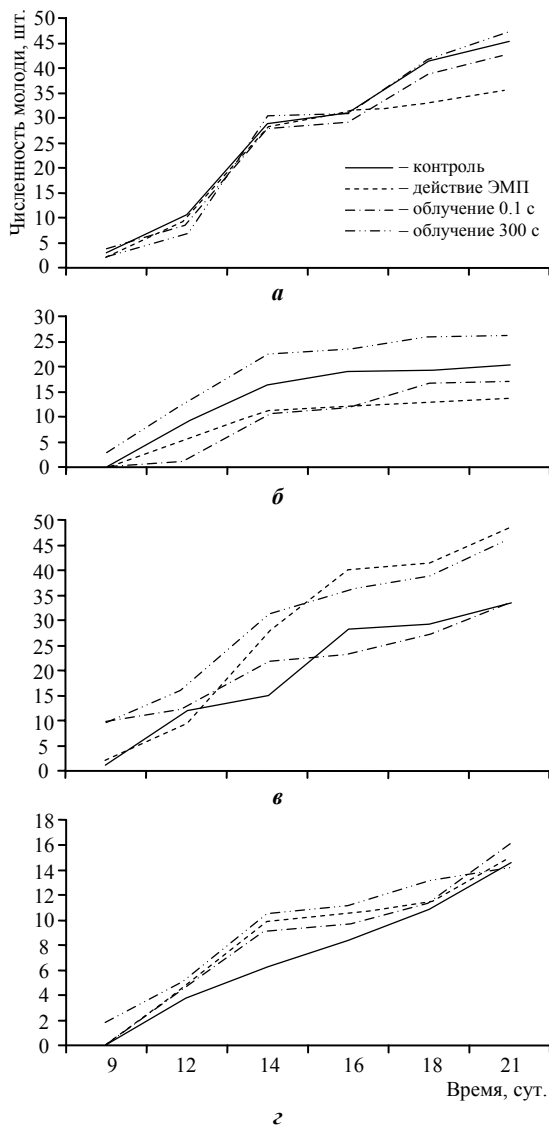
Примечание. T -критическое для соответствующей величины выборки составляет 2.45, уровень значимости 0.05.

ВЛИЯНИЕ ПРИБОРА, ГЕНЕРИРУЮЩЕГО СВЕТОДИОДНОЕ ОБЛУЧЕНИЕ

Как при облучении, так и при воздействии ЭМП прибора, наблюдалось рождение аномальной и быстро погибающей молодежи во всех исследуемых поколениях.

В табл. 2 приведено количество патологий у молодежи, рожденной облученными особями и их потомками в абсолютном значении и в процентном отношении к общему числу рожденной молодежи. Морфологические аномалии молодежи отмечены во всех четырех поколениях рачков, подвергнутых облучению длительностью 0.1 и 300 с и действию прибора. Наиболее распространенным видом аномалий было изменение строения плавательных антенн. Такие особи имели редуцированные щетинки на антеннах, меньше, по сравнению с нормальными особями, жировых капель и погибали через несколько суток после рождения, не доживая до половой зрелости.

Хотя приведенные данные не показывают достоверных отличий плодовитости от контроля, можно говорить о тенденции к снижению ЭМП суммарной плодовитости у дафний по сравнению с контрольными и облученными светом особями в родительском и первом дочернем поколениях. Во втором поколении наблюдается стимуляция размножения под действием прибора. К третьему поколению, вероятно, плодовитость стабилизируется и оказывается сходной с контрольными значениями. Облучение с меньшей экспозиции (0.1 с) практически не отличалось от контроля, тогда как большая экспозиция (300 с) приводила к повышению плодовитости в первом и втором поколениях.



Средняя суммарная плодовитость в пересчете на 1 самку *D. magna*: а – в поколении P, б – в поколении F₁, в – в поколении F₂, г – в поколении F₃

Таблица 2

Количество молодежи с патологиями в ряду поколений
при облучении светодиодной матрицей с различной длительностью

Воздействия / Поколения	P	F_1	F_2	F_3
Контроль	0	0	0	0
ЭМП	3 (0.42%)	2 (0.74%)	4 (0.4%)	2 (0.7%)
0.1 с	5 (0.6%)	8 (2.4%)	2 (0.3%)	1 (0.3%)
300 с	2 (0.22%)	4 (0.8%)	4 (0.4%)	4 (1.4%)

Примечание. В скобках указан процент молодежи с патологиями относительно общего числа молодежи, рожденной выборкой за период наблюдений.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Представленные результаты дают основание заключить, что и светодиодное излучение, и электромагнитное поле прибора способны влиять на рачков как в выборках, непосредственно подвергавшихся их воздействию, так и в последующих поколениях. Вероятно, ЭМП, генерируемое прибором, оказывает негативное действие на дафний, что проявляется в снижении плодовитости и появлении аномального потомства на протяжении 4 поколений исследуемых дафний. Красный свет может оказывать частичное компенсаторное действие и стимулировать плодовитость облученных особей. При этом защитные свойства красного света не способны предотвратить появление аномальной молодежи. Механизм отмеченного явления еще предстоит исследовать.

Автор выражает благодарность профессору О. Ф. Филенко, профессору В. Н. Баграташвили, кандидату биологических наук Е. Ф. Исаковой, кандидату физико-математических наук В. И. Юсупову, Н. Н. Воробьевой за помощь в работе.

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проекты № 10-02-00672 и 12-02-31782).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Борисенко Г. Г., Осипов А. Н., Казаринов К. Д., Владимиров Ю. А. Фотохимические реакции нитрозильных комплексов гемоглобина под действием низкоинтенсивного лазерного излучения в видимом диапазоне // Биохимия. 1997. Т. 62, № 6. С. 774 – 780.

Брилль Г. Е., Романова Т. П., Прошина О. В., Беспалова Т. А. Применение низкоинтенсивного лазерного излучения в качестве физического адаптогена при действии на организм стрессорных факторов : пособ. для врачей и научных работников. Саратов : Изд-во Саратов. мед. ун-та, 1998. 31 с.

Владимиров Ю. А. Лазерная терапия : настоящее и будущее // Соросовский образоват. журн. 1999. Т. 12. С. 2 – 8.

Кару Т. Й., Календо Г. С., Летохов В. С., Лобко В. В. Зависимость биологического действия низкоинтенсивного видимого света на клетки HeLa от когерентности, длины волны, дозы и режима освещения // Квантовая электроника. 1982. Т. 9. С. 1761 – 1767.

Кару Т. И. Первичные и вторичные механизмы лазерной терапии // Низкоинтенсивная лазерная терапия / под общ. ред. С. В. Москвина, В. А. Буйлина. М. : Техника, 2000. С. 71 – 94.

Крутик С. Ю., Фельдман М. Г. Влияние когерентного инфракрасного излучения с вариациями экспозиционной дозы и частоты импульсов на рост и развитие ряски малой (*Lemna minor*) // Объединенный науч. журн. 2006. № 14. С. 61 – 66.

ВЛИЯНИЕ ПРИБОРА, ГЕНЕРИРУЮЩЕГО СВЕТОДИОДНОЕ ОБЛУЧЕНИЕ

Методические указания по установлению эколого-рыбохозяйственных нормативов (ПДК и ОБУВ) загрязняющих веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение / под ред. О. Ф. Филенко, С. А. Соколовой. М. : ВНИРО, 1998. 147 с.

Лесников Л. А., Исакова Е. Ф. Установление максимально допустимой концентрации для ракообразных // Методические указания по установлению эколого-рыбохозяйственных нормативов (ПДК и ОБУВ) загрязняющих веществ для водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. М. : ВНИРО, 1998. С. 48 – 65.

Фельдман М. Г., Крутик С. Ю. Лазерная стимуляция как способ повышения производительности инкубационных цехов рыбоводных заводов // Рыбное хозяйство. 2006. № 5. С. 78 – 79.

Чудновский В. М., Леонова Г. Н., Скопинов С. А., Дроздов А. Л., Юсупов В. Н. Биологические модели и физические механизмы лазерной терапии. Владивосток : Дальнаука, 2002. 157 с.

Ding A. H., Nathan C. F., Stuehr D. J. Release of reactive nitrogen intermediates and reactive oxygen intermediates from mouse peritoneal macrophages// J. Immunol. 1988. Vol. 141, № 7. P. 2407 – 2412.

Karu T. Ten lectures on basic science of laser phototherapy. Grangesberg, Sweden : Prima Books, 2007. 414 p.

Plavskii V. Yu., Barulin N. V. Effect of exposure of sturgeon roe to low-intensity laser radiation on the hardness of juvenile sturgeon // J. Applied Spectroscopy. 2008. Vol. 75. P. 241 – 250.

Tuner J., Hode L. Low level laser therapy – clinical practice and scientific background. Spjutvagen : Prima Books, 1999. 403 p.

Uzdensky A. B., Gorbacheva L. T., Vorob'eva O. A., Son C. Helium-neon laser radiation effect on some teratogenic processes in fish embryos // Proc. SPIE. 2001. Vol. 4515. P. 32 – 35.

УДК 595.324:591.5

**ДЕЙСТВИЕ НИЗКИХ КОНЦЕНТРАЦИЙ
ПОТЕНЦИАЛЬНО ТОКСИЧНЫХ ВЕЩЕСТВ
НА *CERIODAPHNIA AFFINIS* LILLJEBORG
В ПОЖИЗНЕННЫХ ИСПЫТАНИЯХ**

Д. М. Гершкович, Е. Ф. Исакова

*Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова
Россия, 119234, Москва, Ленинские горы, 1, стр. 12
E-mail: papirus451@yandex.ru*

Поступила в редакцию 07.05.13 г.

Действие низких концентраций потенциально токсичных веществ на *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg в пожизненных испытаниях. – Гершкович Д. М., Исакова Е. Ф. – Описаны эффекты воздействия низких концентраций потенциально токсичных веществ на ракообразных *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg в пожизненных испытаниях. Установлено изменение показателей выживаемости и размножения при воздействии потенциальных токсикантов в низких (сопоставимых с ПДК) концентрациях в сроки полной продолжительности жизни рачков.

Ключевые слова: *Ceriodaphnia affinis*, продолжительность жизни, репродуктивная функция, потенциальные токсиканты, низкие концентрации.

Effect of low concentrations of potentially toxic substances on *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg in lifelong tests. – Gershkovich D. M. and Isakova E. F. – The paper describes effects of exposure of the crustaceans *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg to low concentrations of potentially toxic substances in our lifelong research. Changes in survival and reproduction indices when exposed to potential toxicants in low concentrations (comparable to UACs) within the full life of the crustaceans have been observed.

Key words: *Ceriodaphnia affinis*, lifespan, fertility, potential toxicants, low concentrations.

ВВЕДЕНИЕ

Продолжительность жизни ракообразных *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg в лабораторной культуре изменяется в течение года и может достигать 75 суток (Filenko et al., 2011). Продолжительность хронического опыта на цериодафниях соответствует сроку появления 4 пометов в контроле и редко превосходит 10 суток (Методические указания..., 1998; Жмур, 2007). Нельзя утверждать, что при благоприятных условиях в естественной среде срок их жизни также ограничен 10 сутками. Таким образом, стандартные хронические эксперименты на цериодафниях могут иметь недостаточную длительность для выявления отдаленных последствий воздействия потенциально токсичных веществ в низких концентрациях. В связи с этим целью нашей работы стало исследование действия низких концентраций потенциально токсичных веществ на *C. affinis* в пожизненных испытаниях.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Эксперименты на *C. affinis* из лабораторной культуры проводили в соответствии со стандартными методиками (Жмур, 2007). В опыты отбирали молодь рачков

ДЕЙСТВИЕ НИЗКИХ КОНЦЕНТРАЦИЙ ПОТЕНЦИАЛЬНО ТОКСИЧНЫХ ВЕЩЕСТВ

в возрасте не старше 24 часов. Чувствительность цериодафний (JK50 за 24 часа) к стандартному токсиканту бихромату калия на момент постановки опытов составляла от 1.2 до 2.1 мг/л, что соответствует требованиям стандартных методик.

Эксперименты с *C. affinis* проводили в стеклянных стаканах объемом 50 или 100 мл. В опыт отбирали по 40 рачков на каждую из исследованных концентраций веществ. Смену среды в экспериментальных сосудах проводили три раза в неделю, через день. Одновременно удаляли родившуюся молодь и учитывали смертность взрослых животных. Во время смены растворов стенки лабораторной посуды очищались от остатков корма и сорбированных метаболитов. Подкормку рачков суспензией водорослей также осуществляли через день в момент смены среды, концентрация корма в опытных сосудах составляла приблизительно 250 – 350 тыс. кл/мл. Наблюдения продолжали до момента гибели всех особей. Исследовали действие на рачков бихромата калия и хлорида калия.

При обработке результатов опытов нами учитывались такие показатели, как максимальная и средняя продолжительность жизни, а также плодовитость рачков. Результаты статистически обрабатывались с использованием программного обеспечения Microsoft Office Excel 2010 и Statistica 7.0.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Величины средней продолжительности жизни рачков при воздействии концентраций бихромата калия 0.1, 0.03 и 0.01 мг Сг/л были снижены по сравнению с контролем (табл. 1). Снижение средней продолжительности жизни рачков в концентрациях 0.1 и 0.03 мг Сг/л достоверно, что свидетельствует о выраженном токсическом воздействии.

Таблица 1

Влияние бихромата калия на среднюю продолжительность жизни рачков *Ceriodaphnia affinis*

Концентрация бихромата калия	Средняя продолжительность жизни	% от контроля	t_d
Контроль	32±4.5	–	–
0.01 мг Сг/л	28±4.4	89.6	1.2
0.03 мг Сг/л	17±2.0	52.4	7.0
0.1 мг Сг/л	17±1.9	53.2	6.9

Примечание. Здесь и далее жирным шрифтом выделены значения критерия Стьюдента, превышающие T -критическое для исследуемой выборки.

На рис. 1 представлены графики выживаемости рачков при действии различных концентраций бихромата калия. При всех концентрациях наблюдалось ускорение вымирания рачков по сравнению с контролем, причем основной отход происходил после десятых суток, которыми обычно ограничивается наблюдение в соответствии со стандартными методиками. Существенное снижение выживаемости в концентрациях бихромата калия 0.1 и 0.03 мг Сг/л выявляется только на 15 – 17-е сутки течения эксперимента.

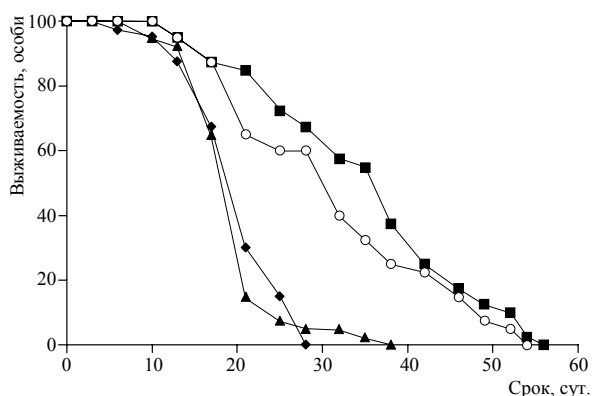


Рис. 1. Влияние низких концентраций бихромата калия на выживаемость *Ceriodaphnia affinis* (разность опыт – контроль), мг Сг/л: ■ – контроль, ◆ – 0.1, ▲ – 0.03, ○ – 0.01 мг Сг/л

Основываясь на результатах этой серии опытов, мы выявили достоверное токсическое действие малых концентраций бихромата калия (0.1 и 0.03 мг Сг/л), которое не выявляется в острых и хронических опытах *C. affinis*, но становится очевидным в экспериментах, оценивающих полную продолжительность жизни. В более короткие сроки угнетающее действие этих концентраций выявлялось только по показателям плодовитости.

В табл. 2 приведены значения средней продолжительности жизни рачков при воздействии хлорида калия в концентрациях 0.1, 10 и 100 мг/л.

В табл. 2 приведены значения

Таблица 2
Влияние хлорида калия на среднюю продолжительность жизни *Ceriodaphnia affinis*

Концентрация КСl	Средняя продолжительность жизни	% от контроля	t_d
Контроль	25.7±5.9	–	–
0.1 мг/л	35.3±4.9	137.5	2.9
10 мг/л	18.0±5.1	69.9	2.3
100 мг/л	6.8±0.4	26.5	7.3

Как видно из табл. 2, наибольшая из исследованных концентраций КСl – 100 мг/л – вызвала раннюю гибель рачков и достоверно снизила среднюю продолжительность жизни рачков до 7 суток (26.5% от контрольного значения). Концентрация 10 мг/л вызвала снижение средней продолжительности жизни на 30% по сравнению с контрольной выборкой.

Однако при воздействии наименьшей из исследованных концентраций – 0.1 мг/л – было выявлено достоверное повышение средней продолжительности жизни (на 38% по сравнению с величиной в контрольной выборке).

Динамика смертности рачков по времени показана на рис. 2, где прослеживаются сроки наиболее интенсивного отмирания рачков и наглядно просматривается замедление отмирания рачков при наименьшей концентрации. Выжившие в процессе опыта рачки продолжали размножаться, но хлористый калий влиял и на этот показатель.

ДЕЙСТВИЕ НИЗКИХ КОНЦЕНТРАЦИЙ ПОТЕНЦИАЛЬНО ТОКСИЧНЫХ ВЕЩЕСТВ

На рис. 3 показано влияние хлорида калия на среднюю суммарную плодовитость рачков *C. affinis*.

При воздействии наименьшей концентрации KCl – 0.1 мг/л – наблюдается значительное увеличение плодовитости за счет стимуляции репродуктивной функции. К моменту получения 4 помётов плодовитость при этой концентрации превышала контрольное значение на 60%. Итоговое повышение средней суммарной плодовитости на самку составило 17%. При воздействии концентрации KCl 10 мг/л средняя суммарная плодовитость снижается к моменту завершения опыта на 18%.

Таким образом, хлорид калия в зависимости от концентрации способен как ускорять отмирание рачков и в поздние сроки подавлять репродуктивную функцию, так и продлевать продолжительность их жизни и повышать суммарную плодовитость. Подобные эффекты токсического воздействия особенно наглядно проявлялись на поздних сроках эксперимента, после 12 суток.

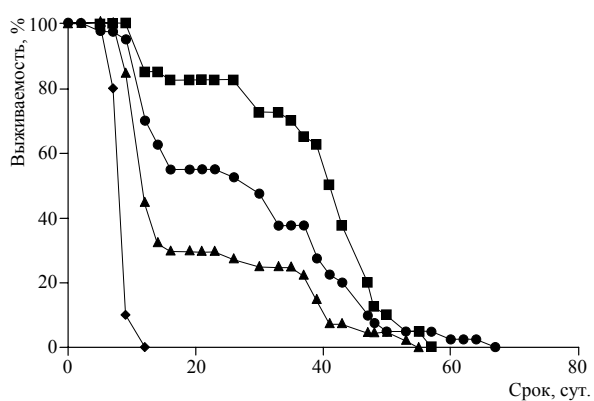


Рис. 2. Влияние хлорида калия на выживаемость рачков *Ceriodaphnia affinis*, мг/л: ● – контроль, ■ – 0.1, ▲ – 10, ◆ – 100

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Воздействие KCl в концентрации 10 мг/л (эколого-рыбохозяйственная ПДК для K^+ = 50 мг/л) вызывало достоверное снижение средней продолжительности жизни рачков *C. affinis* на 30% по сравнению с контролем. Снижение выживаемости наблюдалось с 12 суток эксперимента. Снижения плодовитости на ранних сроках наблюдения (до 26 суток) выявлено не было.

Аналогичный эффект был показан при воздействии бихромата калия в концентрациях 0.01 – 0.1 мг Cr/l на *C. affinis* (ПДК для Cr^{+++} = 0.07 мг/л). При воздействии концентраций 0.1 и 0.03 мг Cr/l массовая гибель рачков начиналась на 17-е сутки, при

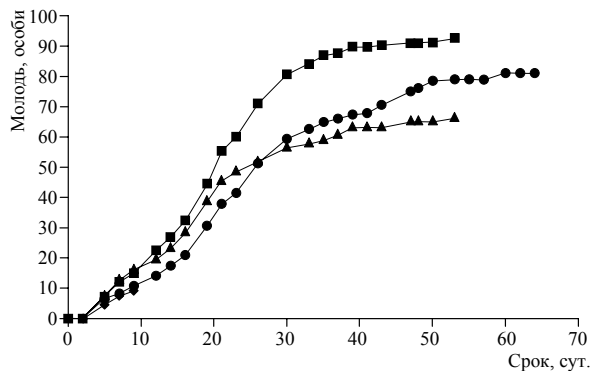


Рис. 3. Суммарная плодовитость *Ceriodaphnia affinis* при воздействии низких концентраций хлорида калия, среднее количество молоди на 1 самку, мг/л: ● – контроль, ■ – 0.1, ▲ – 10, ◆ – 100

воздействии наименьшей из испытанных концентраций 0.01 мг Сг / л гибель началась на 21-е сутки опыта. Итоговое снижение средней продолжительности жизни по сравнению с контролем составило 10% (при действии 0.01 мг Сг /л) и 48% (при действии 0.03 и 0.1 мг Сг /л). Ранее угнетающее действие этих концентраций выявлялось только в хронических экспериментах с учётом плодовитости.

Таким образом, было показано достоверное снижение продолжительности жизни при действии низких концентраций бихромата калия и хлорида калия (равных или ниже ПДК), которое не выявляется в стандартных острых и хронических опытах на *C. affinis*, но становится очевидным в экспериментах, оценивающих полную продолжительность жизни.

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 02-12-31782).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Жмур Н. С. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости цериодафний. 2-е изд., испр. и доп. М. : АКВАРОС, 2007. 56 с.

Методические указания по установлению эколого-рыбохозяйственных нормативов (ПДК и ОБУВ) загрязняющих веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение / под ред. О. Ф. Филенко, С. А. Соколовой. М. : ВНИРО, 1998. 147 с.

Filenko O. F., Isakova E. F., Gershkovich D. M. The lifespan of the Cladoceran Ceriodaphnia affinis Lilljeborg in a laboratory culture // Inland Water Biology. 2011. Vol. 4, № 3. P. 283 – 286.

УДК 631.95:631.4

ОЦЕНКА ПРИМЕНИМОСТИ ПОКАЗАТЕЛЕЙ ФЕРМЕНТАТИВНОЙ АКТИВНОСТИ В БИОДИАГНОСТИКЕ И МОНИТОРИНГЕ ПОЧВ

Е. В. Даденко, Т. В. Денисова, К. Ш. Казеев, С. И. Колесников

*Южный федеральный университет
Россия, 344006, Ростов-на-Дону, Б. Садовая, 105/42
E-mail: dadenko@mail.ru*

Поступила в редакцию 08.05.13 г.

Оценка применимости показателей ферментативной активности в биодиагностике и мониторинге почв. – Даденко Е. В., Денисова Т. В., Казеев К. Ш., Колесников С. И. – Проведена сравнительная оценка показателей ферментативной активности и содержания гумуса с учетом чувствительности, точности показателя и сложности анализа. Показатели ферментативной активности в разной степени пригодны для диагностики деградационных процессов различного происхождения. Для оценки последствий влияния сельскохозяйственного использования на биологическую активность почв наиболее информативными являются активность дегидрогеназы и инвертазы. В целях диагностики последствий загрязнения нефтью и нефтепродуктами, тяжелыми металлами, ионизирующими излучениями и гидроморфизма более пригодны активность каталазы и дегидрогеназы.

Ключевые слова: каталаза, инвертаза, дегидрогеназа, сельскохозяйственное использование, переувлажнение, тяжелые металлы, нефтепродукты, СВЧ и ионизирующее излучение.

Applicability of enzyme activity indices for soil bioindication and monitoring. – Dadenko E.V., Denisova T.V., Kazeev K. Sh., and Kolesnikov S. I. – Soil biological parameters are potentially early, sensitive indicators of soil degradation and contamination. Among these, special emphasis is given to enzyme activity. The activity of soil enzymes can be an additional diagnostic indicator of soil management, pollution and perturbation. Application of enzyme activity as a diagnostic index promotes high sensitivity to external effects, simplicity of evaluation and low errors in an experiment. We have determined most sensitive enzymes depending on their influence on several factors (heavy metals, oil and oil products, radioactive contamination, and agricultural use). Dehydrogenase and invertase are the best indicators to assess the effect of agricultural use on soil biological activity. Catalase and dehydrogenase are more suitable for diagnosis of pollution and waterlogged conditions.

Key words: catalase, invertase, dehydrogenase, agricultural use, water logging, heavy metal, oil products, microwave radiation, ionizing radiation.

ВВЕДЕНИЕ

На протяжении последних десятилетий идет поиск наиболее информативных диагностических показателей состояния почв. До сих пор нет однозначного мнения среди ученых в выборе наиболее информативных показателей, и связано это, в первую очередь, с их большим количеством, их различием по значимости и функциональной роли.

При выборе показателя необходимо учитывать несколько факторов. Индикаторы должны: коррелировать с естественными процессами, происходящими в эко-

системе; интегрировать физические, химические, биологические свойства и процессы и служить основными индикаторами, необходимыми для оценки свойств и функций почвы, которые трудно непосредственно измерить и оценить; быть относительно удобными и простыми в применении; быть чувствительными к изменениям воздействий; по возможности, быть достаточно изученными. Необходимо учитывать чувствительность показателей, вариабельность получаемых результатов, сложность метода и длительность анализа, универсальность применения для различных почв и различных условий проведения анализа, селективность для различных загрязнителей и типов деградации почв (Biological Indicators..., 1997; Деградация..., 2002).

При планировании исследований необходимо правильно оценивать свои силы и средства. Возникает противоречие: с одной стороны, желание определить как можно больший набор показателей, с другой стороны, ограничения, связанные с финансированием, приборным оснащением, доступностью химреактивов, физическими затратами труда и т.п. (Казеев и др., 2003).

Почвенные ферменты играют ведущую роль в биохимических процессах, происходящих в почве, и имеют большое значение среди показателей биологической активности почвы. Многолетними исследованиями показана максимальная эффективность диагностики и мониторинга почвенного покрова биохимическими методами. Применению ферментативной активности (ФА) в качестве диагностического показателя способствует низкая ошибка опытов, простота определения, высокая чувствительность к внешним воздействиям. Доказана ведущая роль показателей ФА при оценке влияния загрязнения различными продуктами техногенеза (нефтью и нефтепродуктами, тяжелыми металлами, пестицидами и др.) на экологическое состояние почв (Галстян, 1974; Хазиев, 1976; Звягинцев, 1978; Даденко, 2004; Казеев и др., 2004, 2008, 2010; Денисова и др., 2005; Колесников и др., 2007, 2008 и др.).

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Проведена сравнительная оценка показателей ФА и содержания гумуса в целях дальнейшего совершенствования их применения в диагностике и мониторинге почв. Изучена применимость этих показателей при оценке влияния длительного сельскохозяйственного использования, переувлажнения, загрязнения тяжелыми металлами, нефтью и нефтепродуктами, воздействия СВЧ и ионизирующего излучений на экологическое состояние почв Юга России. Выбранные факторы являются наиболее распространенными антропогенными воздействиями на почву.

Анализ применимости показателей проведен на основании многолетних данных, полученных авторами с 1993 по 2012 гг. Приведенная оценка дает общее представление о биохимических методах биодиагностики с учетом некоторых категорий показателей (чувствительность, точность и сложность анализа).

В качестве объектов исследования были использованы основные зональные и интразональные почвы Юга России. Территория исследования: Ростовская область, Краснодарский край, Ставропольский край, Астраханская область, Волгоградская область, Республика Адыгея, Республика Калмыкия, Карачаево-Черкесская Республика, Республика Северная Осетия, Республика Дагестан. Почвы: чер-

ОЦЕНКА ПРИМЕНИМОСТИ ПОКАЗАТЕЛЕЙ

нозёмы обыкновенные, чернозёмы выщелоченные, чернозёмы выщелоченные слитые, чернозёмы южные, темно-каштановые почвы, каштановые почвы, светло-каштановые почвы, серые лесные почвы, бурые лесные почвы, дерново-карбонатные почвы (рендзины), горно-луговые (субальпийские) почвы, бурые полупустынные почвы, песчаные почвы степной зоны (серопески), песчаные почвы полупустынной зоны (буропески), песчаные почвы зоны каштановых почв, солонцы, солончаки и другие. Эти почвы занимают основную территорию Юга России и существенно различаются между собой по генезису и свойствам: содержанию гумуса, реакции среды (рН), содержанию карбонатов, гранулометрическому составу, поглощательной способности, биологической активности и другим свойствам, определяющим устойчивость почвы к антропогенному воздействию.

Оценивали активность каталазы и инвертазы как наиболее изученных и чаще всего применяемых в экологических исследованиях представителей своих классов. Кроме того, определяли активность дегидрогеназы, существующей только в живых клетках и зависящей от биомассы и активности микроорганизмов в почве (Microbiological Methods..., 2006). Показатель содержания гумуса выбран как важнейший показатель почвенного плодородия.

Показатели активности каталазы, инвертазы и дегидрогеназы, а также содержания гумуса оценивались по десятибалльной системе. Чем выше балл, тем больше метод пригоден для диагностики и мониторинга почв.

Характеристики изучаемых воздействий представлены в табл. 1. В основу исследования были положены полевые натурные (отбор образцов почв, подвергающихся воздействию в реальных условиях) и модельные (полевые и лабораторные) исследования. Определение показателей осуществлялось в смешанных почвенных образцах. Модельные эксперименты проведены по единой методике. Почва для модельных экспериментов была отобрана из верхних горизонтов (0 – 25 см). Именно в этом слое накапливается основное количество загрязняющих почву веществ. Модельные эксперименты ставили в 3-кратной повторяемости. Аналитические определения биохимических показателей выполняли в 4 – 6-кратной повторяемости. Анализ активности ферментов проводился в воздушно-сухих образцах. Предпочтительность такого способа пробоподготовки и консервации образцов была обоснована нами ранее (Даденко, 2004; Даденко и др., 2009).

Таблица 1

Характеристика изучаемых видов антропогенного воздействия

Вид воздействия	Характеристики (дозы)	Условия исследования
1	2	3
Сельскохозяйственное использование	Сравнительная оценка целинных (или залежных) и пахотных почв. Длительность распашки от нескольких лет до более чем 100 лет.	Полевые
Загрязнение нефтью и нефтепродуктами	Органические загрязнители: нефть, бензин, солярка, моторное масло. Действие различных концентраций – 1, 5, 10 и 25% от массы почвы. Различные сроки экспозиции.	Полевые, модельные

Окончание табл. 1

1	2	3
Загрязнение тяжелыми металлами	В качестве загрязняющих веществ были выбраны Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Sn, Sr, V, W, Zn в форме различных химических соединений: оксидов, ацетатов, хлоридов, нитратов, сульфатов. Действие разных концентраций в почве: 1, 2, 5, 10, 100 ПДК и другие значения. Различные сроки экспозиции.	Полевые, модельные
СВЧ-излучение	Мощность 800 Вт и 450 Вт. Различные сроки экспозиции (от нескольких секунд до часа).	Модельные
Ионизирующее излучение	Облучение почвы гамма-излучением Дозы воздействия: 1, 5, 10 и 20 КГр. Различные сроки экспозиции. Облучение почвы рентгеновским излучением. Дозы воздействия: 0.04, 2.68 и 4.64 мЗв. Различные сроки экспозиции.	То же
Гидроморфизм	Изучены показатели в гидроморфных почвах Ростовской области. Данные модельных экспериментов по затоплению почв водопроводной водой и растворами солей NaCl, Na ₂ CO ₃ , CaCl ₂ .	Полевые, модельные
Загрязнение пестицидами	Инсектициды (децис, данадим и др.) и гербициды (харнес, агритокс, пивот и др) в концентрациях 0.1 – 10 мг/кг почвы и 50 – 100000 мг/кг почвы. Различные сроки экспозиции.	Модельные

Активность каталазы и дегидрогеназы определяли по А. Ш. Галстяну (1978), инвертазы – по А. Ш. Галстяну с фотокolorиметрическим окончанием по Ф. Х. Хазиеву (1990). Содержание органического вещества – общий гумус определяли по

Таблица 2

Оценка чувствительности показателей по степени их снижения, % от контроля

Значение показателя	Балл
≤ 60	10
61 – 70	9
71 – 80	8
81 – 85	7
86 – 90	6
91 – 92	5
93 – 94	4
95 – 96	3
97 – 98	2
99	1
≥ 100	0

методу И. В. Тюрина в модификации Б. А. Никитина (1972).

Чувствительность показателя – это степень снижения его значений, выраженная в % по отношению к контролю. Оценка чувствительности проведена на основании многолетних данных, полученных авторами по разным типам воздействия, для разных почв, доз и сроков экспозиций. Причем для оценки используется не значение показателя для каждой дозы и срока экспозиции, а усредненное значение. Балльная оценка проводилась на основании табл. 2.

Точность оценивалась на основании полученного в ходе статистической обработки данных коэффициента вариации (табл. 3). За основу взята оценка варьирования, по величине коэффициента вариации предложенная В. И. Савичем (1971). Для оценки сложности анализа учитывались количество операций, возможное количество анализов в сутки, необходимые

ОЦЕНКА ПРИМЕНИМОСТИ ПОКАЗАТЕЛЕЙ

реактивы (стоимость реактивов для проведения 100 анализов), посуда (на 100 образцов) и оборудование, а также необходимая квалификация исследователя. Количество операций и вытекающее отсюда возможное количество анализов в сутки максимально значимы при осуществлении массовых исследований, особенно если сроки проведения анализов ограничены. Финансовая сторона – это тоже зачастую определяющий момент для многих исследователей.

Таблица 3
Оценка точности определения показателей по величине коэффициента вариации, CV, %

Коэффициент вариации (Савич, 1971)	Варьирование, (Савич, 1971)	Балл
0 – 5	Незначительное	10
6 – 10		9
11 – 15	Небольшое	8
16 – 20		7
21 – 30	Среднее	6
31 – 40		5
41 – 45	Высокое	4
46 – 50		3
51 – 60		2
> 60	Очень высокое	1

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Результаты настоящего исследования, литературные и фондовые материалы свидетельствуют, что активность каталазы как показатель биологического состояния почвы отличается следующими характеристиками: высокая чувствительность показателя, хорошая воспроизводимость результатов, незначительное варьирование показателя (значения коэффициента вариации не превышает 10), простота, малая трудоёмкость и высокая скорость метода определения, широкая распространённость метода и т.д. (табл. 4).

Таблица 4
Оценка показателей ферментативной активности и содержания гумуса для диагностики различных воздействий

Показатель	Вид антропогенного воздействия	Чувствительность*	Сложность анализа**	Точность определения*	Средний балл по воздействию	Средний балл по методу
Каталаза	Сельскохозяйственное использование	2	10	10	7.3	8.6
	Загрязнение нефтью и нефтепродуктами	9	10	9	9.3	
	Загрязнение тяжелыми металлами	8	10	10	9.3	
	СВЧ-излучение	6	10	10	8.7	
	Ионизирующее излучение	6	10	10	8.7	
	Гидроморфизм	9	10	9	9.3	
	Загрязнение пестицидами	3	10	10	7.7	

Окончание табл. 4

1	2	3	4	5	6	7
Инвертаза	Сельскохозяйственное использование	10	6	7	7.7	5.4
	Загрязнение нефтью и нефтепродуктами	3	6	5	4.7	
	Загрязнение тяжелыми металлами	4	6	5	5.0	
	СВЧ-излучение	1	6	5	4.0	
	Ионизирующее излучение	6	6	6	6.0	
	Гидроморфизм	7	6	6	6.3	
	Загрязнение пестицидами	1	7	5	4.3	
Дегидрогеназа	Сельскохозяйственное использование	10	7	7	8.0	6.7
	Загрязнение нефтью и нефтепродуктами	9	7	6	7.3	
	Загрязнение тяжелыми металлами	9	7	6	7.3	
	Ионизирующее излучение	9	7	6	7.3	
	СВЧ-излучение	1	7	7	5.0	
	Гидроморфизм	8	7	6	7.0	
	Загрязнение пестицидами	1	7	6	4.7	
Гумус	Сельскохозяйственное использование	10	8	10	9.3	7.0
	Загрязнение нефтью и нефтепродуктами	2	8	8	6.0	
	Загрязнение тяжелыми металлами	3	8	10	7.0	
	Ионизирующее излучение	1	8	10	6.3	
	Гидроморфизм	5	8	6	6.3	

* Прямая зависимость балла оценки от величины показателя; ** обратная зависимость балла оценки от величины показателя.

Активность каталазы показала очень хорошие результаты в качестве диагностического показателя состояния почв (см. табл. 4). Данный фермент чувствителен, и на воздействие большинства изучаемых факторов, кроме сельскохозяйственного использования и загрязнения пестицидами, он реагировал в сторону снижения активности.

Активность инвертазы в среднем набрала лишь 5.4 балла (см. табл. 4). Активность инвертазы оказалась малочувствительной к загрязнению почвы тяжелыми металлами, нефтью и нефтепродуктами и пестицидами. Большую чувствительность инвертаза продемонстрировала при оценке последствий воздействия ионизирующих загрязнений и гидроморфизма. Но и для данных видов воздействия общая оценка показателя достаточно низкая (см. табл. 4). Это связано со значительным варьированием показателя активности инвертазы (коэффициент вариации более 30), что делает необходимым соблюдать большую повторность. Также метод определения инвертазы достаточно трудоемок (10 разных операций) и требует большого количества лабораторной посуды и оборудования.

Активность дегидрогеназы отличается от инвертазной меньшим варьированием (значения коэффициента вариации в пределах 18 – 30). Этот показатель чувствителен и приемлем для диагностики последствий сельскохозяйственного использования, переувлажнения, загрязнения почв нефтью и нефтепродуктами, тяжелыми металлами, воздействия ионизирующих излучений (см. табл. 4). Несмотря на высокую чувствительность, средний балл для дегидрогеназной активности ниже, чем балл для активности каталазы, ввиду большего варьирования и трудоемкости

ОЦЕНКА ПРИМЕНИМОСТИ ПОКАЗАТЕЛЕЙ

определения. Метод определения активности дегидрогеназы достаточно сложен, требует затрат на реактивы и значительного количества посуды и оборудования.

Для сравнения применимости ферментативной активности в диагностике и мониторинге оценили показатель содержания гумуса (см. табл. 4). Показатель содержания гумуса имеет ряд преимуществ: варьирует незначительно, прост в применении, его использование не требует сложного оборудования и реактивов. Однако для оперативной диагностики он малоприменим в силу своей большой консервативности. Именно поэтому в наших экспериментах показана низкая чувствительность данного показателя для диагностики последствий большинства воздействий кроме длительного использования под пашню (см. табл. 4). Наши многолетние данные свидетельствуют о прямолинейной коррелятивной зависимости между активностью инвертазы и дегидрогеназы и содержанием гумуса в почвах, находящихся под длительным антропогенным прессом, и почвах, не испытывающих значительных воздействий. Показатель содержания гумуса получил такие же высокие баллы, как и активность инвертазы и дегидрогеназы при длительном сельскохозяйственном использовании.

Если рассматривать отдельно каждый вид воздействия, то наиболее информативными при оценке последствий влияния сельскохозяйственного использования на биологическую активность почв являются содержание гумуса, дегидрогеназа и инвертаза. Для диагностики загрязнения нефтью и нефтепродуктами, тяжёлыми металлами, ионизирующих излучений и гидроморфизма более пригодны активность каталазы и дегидрогеназы. Показатели ферментативной активности наименее пригодны для изучения СВЧ излучений и пестицидного загрязнения. Активность каталазы можно применять при изучении воздействия СВЧ излучения высокой мощности (Денисова и др., 2011).

Изменение активности ферментов при внесении в почву пестицидов требует дальнейшего изучения. Внесение малых доз не вызывало однозначного изменения в активности каталазы и дегидрогеназы. Активность инвертазы в еще меньшей степени пригодна для диагностики загрязнения почвы пестицидами. Значения этого показателя мало того, что не имели связи с дозами препаратов, но еще и сильно варьировали (Казеев и др., 2010).

Если оценивать применимость в целом методов ферментативной активности для диагностических целей, то наивысший балл и, следовательно, большую эффективность эти методы имеют при диагностике сельскохозяйственного использования, загрязнения тяжёлыми металлами, нефтью и нефтепродуктами, гидроморфизма и ионизирующих излучений.

ВЫВОДЫ

Показатели ферментативной активности целесообразно широко использовать в целях биологической диагностики и мониторинга почв. Изучаемые показатели в разной степени пригодны для диагностики деграционных процессов различного происхождения.

Применение ферментативной активности почв в качестве диагностического показателя наиболее эффективно при диагностике сельскохозяйственного исполь-

зования, загрязнения тяжёлыми металлами, нефтью и нефтепродуктами, гидроморфизма и воздействия ионизирующих излучений.

Для оценки последствий влияния сельскохозяйственного использования на биологическую активность почв наиболее информативными являются активность дегидрогеназы и инвертазы.

В целях диагностики последствий загрязнения нефтью и нефтепродуктами, тяжёлыми металлами, ионизирующих излучений и гидроморфизма более пригодны активность каталазы и дегидрогеназы.

Показатели ферментативной активности наименее пригодны для изучения СВЧ излучений и пестицидного загрязнения.

Работа выполнена при финансовой поддержке ФЦП «Научные и научно-педагогические кадры инновационной России» (проекты № 14.А18.21.1269, 14.А18.21.0187).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Галстян А. Ш. Унификация методов исследования активности ферментов почв // Почвоведение. 1978. № 2. С. 107 – 113.

Галстян А. Ш. Ферментативная активность почв Армении. Ереван : Айастан, 1974. 275 с.

Даденко Е. В. Методические аспекты применения показателей ферментативной активности в биодиагностике и биомониторинге почв : автореф. ... канд. биол. наук. Ростов н/Д, 2004. 24 с.

Даденко Е. В., Казеев К. Ш., Колесников С. И., Вальков В. Ф. Изменение ферментативной активности почвенных образцов при их хранении // Почвоведение. 2009. № 12. С. 1 – 7.

Деградация и охрана почв / под общ. ред. Г. В. Добровольского. М. : Изд-во МГУ, 2002. 654 с.

Денисова Т. В., Казеев К. Ш., Колесников С. И., Вальков В. Ф. Влияние гамма-излучения на биологические свойства почвы (на примере чернозема обыкновенного) // Почвоведение. 2005. № 7. С. 877 – 881.

Денисова Т. В., Казеев К. Ш., Колесников С. И., Вальков В. Ф. Влияние электромагнитных полей на биологические свойства почв. Ростов н/Д : Ростиздат, 2011. 286 с.

Звягинцев Д. Г. Биологическая активность почв и шкалы для оценки некоторых ее показателей // Почвоведение. 1978. № 6. С. 48 – 54.

Казеев К. Ш., Колесников С. И., Вальков В. Ф. Биологическая диагностика и индикация почв : методология и методы исследований. Ростов н/Д : Изд-во Ростов. гос. ун-та, 2003. 350 с.

Казеев К. Ш., Колесников С. И., Вальков В. Ф. Биология почв Юга России. Ростов н/Д : Изд-во «Центры валеологии вузов России», 2004 г. 350 с.

Казеев К. Ш., Даденко Е. В., Везденеева Л. С., Денисова Т. В., Колесников С. И., Вальков В. Ф. Биогеография и биодиагностика почв Юга России. Ростов н/Д : Ростиздат, 2008. 226 с.

Казеев К. Ш., Лосева Е. С., Боровикова Л. Г., Колесников С. И. Влияние загрязнения современными пестицидами на биологическую активность чернозема обыкновенного // Агрехимия. 2010. № 11. С. 39 – 44

Колесников С. И., Казеев К. Ш., Вальков В. Ф., Азнаурьян Д. К., Жаркова М. Г. Биодиагностика экологического состояния почв, загрязненных нефтью и нефтепродуктами. Ростов н/Д : Ростиздат, 2007. 192 с.

ОЦЕНКА ПРИМЕНИМОСТИ ПОКАЗАТЕЛЕЙ

Колесников С. И., Пономарева С. В., Казеев К. Ш., Вальков В. Ф. Экологические последствия загрязнения почв тяжелыми металлами : Ва, Мп, Sb, Sn, Sr, V, W. Ростов н/Д : Изд-во «Эверест», 2008. 200 с.

Никитин Б. А. Методика определения содержания гумуса в почве // *Агрохимия*. 1972. № 3. С. 123 – 125.

Савич В. И. Варьирование свойств почв во времени и пространстве // *Докл. Тимирязевской с.-х. академии*. 1971. Вып. 162. С. 111 – 115.

Хазиев Ф. Х. Методы почвенной энзимологии. М. : Наука. 1990. 189 с.

Хазиев Ф. Х. Ферментативная активность почв. М. : Наука, 1976. 180 с.

Biological Indicators of Soil Health / eds. C. Pankhurst, B. Doube, V. V. S. R. Gupta. Wallingford : CABI Publishing, 1997. 464 p.

Microbiological Methods For Assessing Soil Quality / eds. J. Bloem, D. W. Hopkins, A. Benedetti. Oxfords ; Cambridge : CABI Publishing, 2006. 336 p.

УДК 577.472:577.486:628.394

ОЦЕНКА ТОКСИЧНОСТИ БУМАЖНЫХ ИЗДЕЛИЙ, ПИЩЕВЫХ ПРОДУКТОВ И ГРУНТА МЕТОДОМ БИОТЕСТИРОВАНИЯ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ МИКРОВОДОРОСЛЕЙ

В. И. Ипатова, А. Г. Дмитриева, В. Ю. Прохоцкая

Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова

Россия, 119234, Москва, Ленинские горы, 1, стр. 12

E-mail: viipatova@hotmail.com

Поступила в редакцию 07.05.13 г.

Оценка токсичности бумажных изделий, пищевых продуктов и грунта методом биотестирования с использованием микроводорослей. – Ипатова В. И., Дмитриева А. Г., Прохоцкая В. Ю. – Предложен метод оценки токсичности бумажных изделий, пищевых продуктов и грунта по структурно-физиологическому состоянию популяций клеток микроводорослей. Метод является перспективным, интегральным, характеризуется высокой чувствительностью и может быть рекомендован для экспресс-оценки токсичности жидких и твердых сред и материалов.

Ключевые слова: микроводоросли, биотестирование, бумажные изделия, пищевые продукты, грунт.

Bioassays of paper products, food and soil using microalgae. – Ipatova V. I., Dmitrieva A. G., and Prokhotskaya V. Yu. – A method of assessment of paper goods, food, soil biotoxicity using structural and physiological test-parameters of microalgal populations is suggested. The method is promising, integral, highly sensitive and can be recommended for rapid assessment of the toxicity of liquid and solid media and materials.

Key words: microalgae, bioassay, paper products, food, soil.

ВВЕДЕНИЕ

В биомедицинских исследованиях и биотестировании изделий и продуктов медицинской, косметической, бумажной промышленности и сельского хозяйства традиционно используются живые позвоночные животные (например, мыши, крысы, морские свинки и т.д.). Такие методы трудоемки и требуют длительного времени для выявления биотоксичности образца для организма и его потомства, не говоря уже о биоэтике использования позвоночных животных в таких исследованиях.

Есть данные по использованию беспозвоночных водных животных для оценки токсичности ряда продуктов и содержащихся в них веществ, например, антибиотиков (Wollenberger et al., 2000). Загрязнение воды, почвы, воздуха, продуктов промышленности и сельского хозяйства приводит к необходимости разработки и внедрения новых, альтернативных и нетрудоемких методов быстрой оценки токсичности различных веществ, препаратов, материалов и пищевых продуктов, используемых человеком, а также почвы и донных грунтов, которые могут накапливать потенциально опасные для живых организмов и человека вещества и супертоксиканты, например, диоксины.

ОЦЕНКА ТОКСИЧНОСТИ БУМАЖНЫХ ИЗДЕЛИЙ

Традиционно микроводоросли используют в биотестировании в качестве тест-объекта для оценки качества жидких сред (сточных и природных вод, водных растворов токсических веществ). В последнее время их стали использовать и при биотестировании твердых сред и материалов. Известен способ определения токсичности бумаги с помощью культуры микроводоросли *Scenedesmus quadricauda* (Филленко и др., 2000). *Scenedesmus quadricauda* используют и в диагностике загрязнения почвенных растворов (Путинцев и др., 1998).

Целью данной работы явилось определение биотоксичности бумажных изделий, продуктов питания с применением в качестве тест-объекта культуры пресноводной зелёной хлорококковой микроводоросли *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb., а также донного грунта с использованием в качестве тест-объектов культур *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb. и морской диатомовой микроводоросли *Thalassiosira weissflogii* (Grunow) Fryxell et Hastle.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Альгологически чистые культуры зелёной хлорококковой водоросли *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Breb. (strain S-3) выращивали на среде Успенского № 1, а диатомовой водоросли *Thalassiosira weissflogii* (Grunow) Fryxell et Hastle – на среде Гольдберга – Кабановой в стандартных условиях в люминостате при периодическом освещении лампами дневного света. Для экспериментов использовали культуры в логарифмической фазе роста. Длительность опытов составляла 3 – 4 суток (при экспресс-тестировании), а при необходимости эксперимент пролонгировали до 10 – 14 или 30 суток (хронический эксперимент).

Основные тест-реакции – изменение численности клеток водорослей (выживаемость) и быстрая флуоресценция (эффективность фотосинтеза). Подсчет численности клеток осуществляли в счетной камере Горяева под световым микроскопом. Для оценки фотосинтетической активности водорослей снимали индукционные кривые флуоресценции на портативном флуориметре и рассчитывали величину эффективности фотосинтеза в опыте и контроле. Флуоресценция, как правило, дает более ранний ответ при определении токсичности испытуемого материала, чем изменение численности клеток водорослей. Это дает возможность широко применять данную тест-реакцию при экспресс-биотестировании.

Исследовали биотоксичность водных вытяжек ряда образцов изделий из распущенной целлюлозы, предназначенных для использования в санитарно-гигиенических целях (санитарно-гигиенические пакеты). Вытяжки готовили из расчета 100 мг образца на 1 л воды при 37°C в течение 24 часов, а затем добавляли в культуру *S. quadricauda* для выявления биотоксичности. На токсичность оценивали исходные вытяжки и разведенные на порядок. Опыты проводили в трех повторностях в пенициллиновых пузырьках. Учет численности клеток и снятие индукционных кривых флуоресценции осуществляли на 1-, 2-, 3-, 5-, 7-, 10- и 14-е сутки.

Токсичность других бумажных образцов (разные слои детских памперсов) оценивали по изменению структурных и функциональных характеристик в популяции клеток *S. quadricauda*. В этом случае биотестирование проводилось двумя способами.

1. Помещали тест-объект в водный экстракт из исследуемых слоев памперса (№ 1 – 5) с добавлением питательной среды Успенского № 1. О действии экстракта на водоросли судили по изменению численности клеток, эффективности фотосинтеза, размеров клеток и соотношению живых и мертвых клеток в опытах длительностью 10 суток в трех повторностях.

2. Наносили пасту водорослей на исследуемые слои памперса. Для этого вырезали небольшие квадратные участки (0.5 см) каждого слоя, на которые наносили пасту водорослей (толщиной 0.5 – 1 мм). Предварительно культуру гущали с помощью аппарата Зейтца на мембранный фильтр № 5. Исследуемые образцы помещали в чашку Петри на фильтр, смоченный средой Успенского № 1, на двое суток. Каждые сутки определяли эффективность фотосинтеза и измеряли размеры клеток (10 измерений в каждой из трех повторностей).

Нами также была проведена оценка токсичности водной вытяжки зерен и шелухи отечественной пшеницы и риса отечественного и вьетнамского производства по изменению численности клеток и величины эффективности фотосинтеза *S. quadricauda* в хронических испытаниях длительностью 14 суток.

Кроме того, были исследованы водные вытяжки донных грунтов из Южного Вьетнама, загрязненных диоксидами, на культурах пресноводной водоросли *S. quadricauda* и морской – *T. weissflogii* в длительных экспериментах. Оценку потенциальной токсичности проб грунта проводили в соответствии с методическими рекомендациями по биотестированию и нормированию загрязнения водной среды (Методическое руководство..., 1991; Методические указания..., 1998). Предварительно проводили экстракцию диоксинов соответствующими средами культивирования в течение 1 – 3 суток при температуре 30°C (Дмитриева и др., 2004). Определяли численность клеток в динамике роста культур, а в конце наблюдения на 30-е сутки дополнительно определяли содержание в клетках фотосинтетических пигментов: хлорофиллов, каротиноидов, феофитина (продукта деградации хлорофиллов).

Основным критерием токсичности исследуемых проб (бумажных изделий, зерна и донного грунта) служило достоверное отличие опытного значения от контроля, а также величина этого отклонения в процентах. Испытуемая проба считалась слаботоксичной, если отличие показателей опыта от контроля было достоверно и находилось в пределах $\pm 25\%$, или нетоксичной, если оно недостоверно. Превышение показателей от контроля более чем на $\pm 25\%$ рассматривали как фактор токсического действия. Если снижение или стимуляция более чем на 25% проявляется уже на 3 – 4 сутки, то это свидетельствует о высокой токсичности и накопительном эффекте токсических веществ, содержащихся в пробе. Поскольку некоторые токсические вещества обладают способностью медленно накапливаться клетками водорослей, то их токсическое действие может проявиться в более поздние сроки. Поэтому в случае, если за 3 – 4 суток не выявлено токсическое влияние, то эксперимент следует продлить до 7 – 14 суток для установления хронического действия. Если после первоначального токсического влияния показатели приближаются к уровню контроля, то такая реакция свидетельствует о приспособляемости водорослей к данному веществу или детоксикации последнего клетками водорослей.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Эксперименты показали, что при тестировании зерна флуоресценция была более показательной, чем изменение численности клеток водорослей. Вытяжки из зерна пшеницы (после обмолота) и шелухи давали в отдельные сроки наблюдения снижение эффективности фотосинтеза на 30 – 47% по сравнению с контролем. Наиболее токсичным для водорослей оказался вьетнамский рис – снижение эффективности фотосинтеза на 25 – 45% сохранялось в течение всего 14-суточного срока наблюдения.

Биотестирование водных вытяжек бумажных изделий из распушенной целлюлозы показало снижение численности клеток водорослей уже на 3-и сутки для двух образцов изделий. На 7-е сутки достоверное снижение численности наблюдалось для всех образцов и во всех вариантах эксперимента. Ингибирующий эффект по показателю эффективности фотосинтеза зарегистрирован уже на 1 – 2-е сутки наблюдения в большинстве вариантов опыта, при этом наиболее значительное воздействие оказала исходная неразбавленная вытяжка из 100 мг/л образца.

Таким образом, при использовании культуры водоросли *S. quadricauda* в качестве тест-объекта и двух тест-параметров (изменение численности и эффективность фотосинтеза) был получен ответ на воздействие вытяжек из бумажных изделий. Анализ показал, что реакция фотосинтетического аппарата на сутки раньше дает ответ на токсическое действие образцов. Результаты эксперимента показывают, что вытяжки из образцов бумаги содержат вещества, которые накапливаются клетками водорослей и оказывают влияние не только на изменение физиологических процессов в культуре водорослей (изменение фотосинтетической активности), но и на генеративные процессы (изменение темпа деления клеток).

Достоверная стимуляция численности клеток (17 – 30% от контроля) *S. quadricauda* в вытяжках из разных бумажных слоев памперсов (образцы № 1 – 5) наблюдалась уже на 1 – 3-и сутки в зависимости от образца, а достоверное ингибирование – только на 10-е сутки. Доля живых клеток в культуре изменялась мало и колебалась в пределах 92 – 97% от контроля на протяжении всего опыта.

Более чувствительными показателями оказались размерная структура популяции и эффективность фотосинтеза клеток водоросли.

В течение 10-суточного эксперимента отмечалось достоверное увеличение ширины клеток: в экстракте № 1 на 3-и и 6-е сутки, № 2 – на 3-и и 10-е сутки, № 3 – на 3-и и 6-е сутки, № 5 – на 3-и сутки. Данные измерений ширины клеток *S. quadricauda* в соответствующие сутки исследования для контроля и опыта были разбиты на три размерные группы от 2 до 3, 3 – 4 и 4 – 7 мкм и была рассчитана встречаемость клеток каждой размерной группы в процентах от общего числа измеренных клеток и в процентах от контроля, когда значения каждой размерной группы в контроле принимали за 100% (табл. 1).

Анализ распределения клеток по размерам показывает, что уже на 1-е сутки опыта происходит перераспределение численности разных размерных групп в популяции клеток водорослей. Если в контрольных пробах на 1-е сутки максимальное число клеток представлено размерами (ширина) 2 – 3 мкм, то в экстрактах максимум численности смещается в размерную группу 3 – 4 мкм. При этом на-

блюдается существенное уменьшение числа клеток в группах 2 – 3 и 4 – 7 мкм. Изменение доли клеток разных размерных групп прослеживается и в дальнейшем на протяжении всего опыта в экстрактах разных образцов.

Таблица 1

Встречаемость клеток *S. quadricauda* разных размерных групп
в водных вытяжках бумажных образцов

№ образца	Размерная группа, мкм	Встречаемость, %			
		1-е сутки	3-и сутки	6-е сутки	10-е сутки
Контроль	2 – 3	100.0	100.0	100.0	100.0
	3 – 4	100.0	100.0	100.0	100.0
	4 – 7	100.0	100.0	100.0	100.0
№ 1	2 – 3	71.3	14.2	–	0
	3 – 4	141.8	55.5	50.1	109.6
	4 – 7	75.2	379.0	142.8	139.5
№ 2	2 – 3	14.3	71.7	–	0
	3 – 4	141.8	77.8	81.2	71.4
	4 – 7	225.6	219.8	100.0	299.4
Контроль	2 – 3	100.0	100.0	100.0	–
	3 – 4	100.0	100.0	100.0	–
	4 – 7	100.0	100.0	100.0	–
№ 3	2 – 3	16.5	0	116.5	–
	3 – 4	128.5	42.9	166.7	–
	4 – 7	110.2	300.4	53.4	–
№ 4	2 – 3	16.5	347.8	116.5	–
	3 – 4	164.2	90.4	200.0	–
	4 – 7	60.1	57.1	33.4	–
№ 5	2 – 3	16.5	398.5	83.5	–
	3 – 4	135.5	66.7	211.0	–
	4 – 7	100.0	114.6	40.0	–

В целом следует отметить, что вытяжки из различных слоев памперсов (образцы № 1 – 5) оказывали разное действие на изменение размеров клеток и изменение доли мелких и крупных клеток в популяции. Так, на 3-и сутки в вытяжках из образцов № 1, 2, 3 наблюдалось увеличение в культуре доли крупных клеток шириной 4 – 7 мкм и угнетение темпа деления, а в вытяжках из образцов № 4, 5 – стимуляция темпа деления и увеличение доли мелких клеток шириной 2 – 3 мкм. При этом длина клеток практически не изменялась во всех опытах и в среднем составляла 8.8 мкм, так же как и в контроле.

Эффективность фотосинтеза *S. quadricauda* в разных вытяжках колебалась во времени и носила фазный характер. Максимум для образцов № 1 и 2 приходился на 1-е сутки, а для образцов № 3, 4 и 5 – на 3-и сутки. Такое увеличение можно объяснить перераспределением численности различных размерных групп в течение опыта. Так, для образцов № 1 и 2 на 1-е сутки характерно максимальное значение численности средней размерной группы, а для образцов № 4 и 5 максимальное значение соответствует 3-им суткам. В то время как для образца № 3 на 3-и сутки

ОЦЕНКА ТОКСИЧНОСТИ БУМАЖНЫХ ИЗДЕЛИЙ

максимум значения численности клеток перемещается в размерную группу 4 – 7 мкм и соответствует максимальному значению эффективности фотосинтеза.

Эффективность фотосинтеза водоросли в вытяжках из образцов бумажных слоев № 3, 4 и 5 достоверно снижалась на 1-е и 10-е сутки по сравнению с контролем, а в вытяжке образца № 1 достоверно увеличивалась на 1-е и 4-е сутки, что указывает на наличие в вытяжках веществ, которые оказывают различное физиологическое действие.

Исследование разных типов бумаги путем нанесения пасты водорослей позволяет быстрее (уже на 1-2-е сутки) оценить степень токсического действия по изменению фотосинтетической активности клеток водоросли. Ингибирование процесса фотосинтеза наблюдалось на всех исследованных образцах бумаги (кроме № 1) на 1-е и 2-е сутки (табл. 2).

Как видно из табл. 2, эффективность фотосинтеза *S. quadricauda* на поверхности бумаги № 2 и 3 снижалась ко вторым суткам и составляла 50% от контроля, а на поверхности бумаги № 1 восстанавливалась до уровня контроля. Эффективность фотосинтеза клеток водоросли, нанесенных на бумагу № 4 и 5, по отношению к контролю была нулевой на 1 – 2-е сутки в результате ингибирования процесса фотосинтеза.

Доля мелких клеток шириной 2 – 3 мкм на образцах № 1, 3, 4 и 5 на 2-е сутки составляла 0 – 10%, тогда как в контроле и на образце № 2 – 25% (табл. 3). Можно отметить тенденцию увеличения доли клеток средней размерной группы 3 – 4 мкм (за исключением образца № 2) и уменьшения количества мелких клеток 2 – 3 мкм, а на поверхности бумаги № 2 и 5 – увеличение количества крупных клеток 4 – 7 мкм по сравнению с контролем. Длина клеток, нанесенных на поверхность бумажных образцов, варьировала незначительно, как и в опытах с водными вытяжками.

Таблица 3

Доля клеток разных размерных групп (%) на различных образцах бумаги

Ширина клеток, мкм	Контроль	№ образца				
		1	2	3	4	5
2 – 3	25.0	10.0	25.0	5.0	5.0	0
3 – 4	45.0	55.0	35.0	70.0	65.0	50.0
4 – 7	30.0	35.0	40.0	25.0	30.0	50.0

Сопоставление результатов оценки токсичности образцов бумаги путем нанесения пасты водорослей и в водных вытяжках показало, что начальный ингибирующий эффект образцов № 4 и 5 сходен.

В течение 3-4 суток эксперимента с вытяжками из загрязненного диоксидами грунта наблюдался достоверный эффект ингибирования роста культуры *S. quadricauda* до 50% по сравнению с контролем. При этом выявлены значительные мор-

фологические изменения клеток: утолщение клеточных оболочек и изменения формы клеток, появление крупных клеток неправильной формы с заметно увеличенными ядрами в составе двух клеточных ценобиов. На 21-е сутки опыта эффект ингибирования составлял 30%, и в популяции по-прежнему присутствовали крупные клетки с увеличенным ядром. Наличие таких клеток, по-видимому, свидетельствует о том, что в грунтах содержатся загрязняющие вещества, нарушающие процесс клеточного деления и приводящие к гибели клеток.

К концу опыта наблюдали хлороз клеток. В клетках снижалось содержание хлорофилла *b*. Содержание же хлорофилла *a* в клетках из 3-суточной вытяжки оказалось почти вдвое выше, чем в контроле, при высоком содержании феофитина и отсутствии каротина. Результаты свидетельствуют о том, что водные вытяжки из загрязненного грунта нарушают синтез фотосинтезирующих пигментов и интенсифицируют деградацию хлорофилла *a* в клетках *S. quadricauda*.

Ингибирование роста числа клеток до 45% по сравнению с контролем в водных вытяжках из этого грунта наблюдалось и в популяции *T. weissflogii* в течение логарифмической фазы роста (до 14 суток) с преобладанием увеличенных в размерах клеток. Однако в последующие сроки численность клеток восстанавливалась до уровня контроля и даже превышала его на 15%. Такая реакция морской водоросли может быть следствием химических взаимодействий диоксинов и их производных в сильно забуференной морской среде.

Как показали наши эксперименты, токсический эффект диоксинов мало зависел от количества используемого для экстракции грунта и не зависел от времени его экстракции. Полученные данные дают основание предполагать, что эффект диоксинов в большей степени определяется их структурой, химическими свойствами и механизмами взаимодействия с растительной клеткой, чем концентрацией. Их эффект на культуру водорослей проявлялся в достоверном изменении численности клеток в культуре (перемежающемся угнетении и стимуляции), в изменении соотношения содержания пигментов, в появлении морфологически аномальных клеток и ценобиов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Сравнивая полученные результаты по оценке токсичности бумажных изделий с использованием культуры микроводоросли *S. quadricauda* по ее структурно-физиологическому состоянию с данными санитарно-гигиенического исследования образцов бумаги, можно с достаточной долей уверенности утверждать, что использование культур микроводорослей для токсикологической оценки бумаги, предназначенной для санитарно-гигиенических целей, более перспективно и экономично (доступность тест-объекта, простота его содержания и культивирования, дешевизна метода).

Главное преимущество метода – его высокая чувствительность и экспрессность по сравнению с санитарно-токсикологическими исследованиями на животных. Этот метод может быть рекомендован для экспрессной оценки токсичности бумаги и изделий из нее, пищевых продуктов и других твердых материалов преж-

ОЦЕНКА ТОКСИЧНОСТИ БУМАЖНЫХ ИЗДЕЛИЙ

де чем будет проведена санитарно-токсикологическая экспертиза с использованием теплокровных животных.

Диоксины относятся к числу глобальных особо опасных ядов, наносящих непоправимый ущерб природе и здоровью населения. Из-за их чрезвычайно высокой стабильности загрязненные ими территории остаются опасными в течение десятков лет, о чем свидетельствует пример Южного Вьетнама и Камбоджи. Острота проблемы диоксинов для Российской Федерации обусловлена широким внедрением в последние десятилетия значительного количества отечественных и зарубежных «диоксиноопасных» технологий, в то время как контроль за образованием диоксинов, их распространением в окружающей среде практически не проводился. Основную опасность с точки зрения воздействия на системы жизнеобеспечения населения на данный момент представляет накопленный в почвах запас диоксинов, которые оказывают токсическое действие на иммуноферментную систему человека. Потенциальная опасность диоксинов для водных экосистем очень велика в силу того, что эти вещества, присутствуя в водной среде даже в незначительных концентрациях, способны оказывать заметный токсический эффект на гидробионтов.

Разработанный нами метод с использованием в качестве тест-объектов микроводорослей, применяющихся для биотестирования водной среды, может быть рекомендован для целей биоиндикации и биомониторинга донных грунтов и почв, подвергшихся диоксиновому загрязнению.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Дмитриева А. Г., Кожанова О. Н., Дронина Н. Л., Ипатова В. И. Диоксины : распространение и опасность. М. : Изд-во МГУ, 2004. 75 с.

Методические указания по установлению эколого-рыбохозяйственных нормативов (ПДК и ОБУВ) загрязняющих веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. М. : Изд-во ВНИРО, 1998. 148 с.

Методическое руководство по биотестированию воды : РД 118-02-90. М., 1991. 48 с.

Путинцев А. И., Филенко О. Ф., Решетников С. И., Лукьянов А. С., Артюхова (Ипатова) В. И., Богатырев Г. П., Исакова Е. Ф., Кривенко М. С., Лебедева Г. Д. Комплексная диагностика загрязнения почвенных растворов с использованием водных биотестов // Токсикологический вестн. 1998. № 4. С. 27 – 31.

Филенко О. Ф., Дмитриева А. Г., Артюхова (Ипатова) В. И., Оганесян А. З. Способ определения токсичности бумаги // Экологические системы и приборы. 2000. № 6. С. 14 – 16.

Wollenberger L., Halling-Soerensen B., Kusk K. O. Acute and chronic toxicity of veterinary antibiotics to *Daphnia magna* // Chemosphere. 2000. Vol. 40, № 7. P. 723 – 730.

УДК [630*182.1:551.793.9/794](470.333)

**ПАЛЕОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ РЕКОНСТРУКЦИЯ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ
ПОДЕСЕНЬЯ НА РУБЕЖЕ ПОЗДНЕЛЕДНИКОВЬЯ И ГОЛОЦЕНА
(по данным изотопного состава почв)**

Н. О. Ковалева¹, Е. М. Столпникова², И. В. Ковалев¹

¹ *Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова
Россия, 119234, Москва, Ленинские горы, 1, стр. 12*

E-mail: natalia_kovaleva@mail.ru

² *Институт проблем экологии и эволюции им. А. Н. Северцова РАН
Россия, 119071, Москва, Ленинский просп., 33*

E-mail: opallada@yandex.ru

Поступила в редакцию 07.05.13 г.

Палеоэкологическая реконструкция природной среды Подесенья на рубеже позднеледниковья и голоцена (по данным изотопного состава почв). – Ковалева Н. О., Столпникова Е. М., Ковалев И. В. – Обсуждаются особенности палеоэкологии позднеледниковья на территории Подесенья. Переходный период от позднеледникового климата к межледниковому голоценовому сопровождался различными климатическими флуктуациями, информация о которых записана в интерстадиальных погребённых почвах, а также педоседиментах. Выявлены и описаны два интерстадиала возрастом 16500±230 и 12930±170, а также три погребённые почвы голоцена, маркирующие этапы развития климата в межледниковье. Использованы наиболее информативные для палеоэкологической реконструкции почвенные свойства-индикаторы, такие как изотопный состав углерода, групповой состав фосфора, свойства гумуса почв, магнитная восприимчивость.

Ключевые слова: палеоэкология, палеопочва, лёссово-палеопочвенные серии, поздний плейстоцен, интерстадиальные палеопочвы, Подесенье, Трубчевское ополье.

Paleoecological reconstruction of the natural medium of the Podesenie region on the late pleistocene–holocene boundary (by the carbon isotopic soil composition). – Kovaleva N. O., Stolpnikova E. M., and Kovalev I. V. – The paper discusses features of the Late Pleistocene paleoecology in the Trubchevsk district (Bryansk region). The transition from the Late Pleistocene glacial climate to the warm Holocene period was accompanied by various climatic fluctuations which information has been recorded in the interstadial buried soils and pedosediments. Two interstadials aged as 16500±230 and 12930±170 years BP, and three Holocene buried soils marking the stages of Holocene climate were identified and described. Most informative paleoclimatic indicators, such as carbon isotopic composition, phosphorus group composition, and magnetic susceptibility, were applied.

Key words: paleoecology, buried soils, loess-paleosoil series, Late Pleistocene, interstadial paleosols, Podesenie, Trubchevsk Opolie.

ВВЕДЕНИЕ

Известно, что заключительная стадия валдайской ледниковой эпохи на рубеже плейстоцена и голоцена стала периодом самого сурового и континентального климата для Восточно-Европейской равнины за всю историю плейстоцена и кайнозоя в целом (Величко, 1973; Алифанов и др., 2010). Ледниковый покров достигал границы, проходящей субширотно от Вильнюса к Смоленску, далее на северо-

запад к Рыбинскому водохранилищу и через оз. Кубенское на северо-восток (Алифанов и др., 2010). Южная граница пояса многолетней мерзлоты достигала Ростова и Волгограда – 46 – 48° с.ш. (Величко, 1973), а мощность многолетнемерзлых пород на широте Москвы составляла 300 м.

Особенности этой эпохи глобальной перестройки климатической системы планеты зафиксированы в строении лёссово-почвенных серий, общим свойством которых является наличие толщи лёссов, разделяющих брянскую ископаемую почву позднего плейстоцена и современную дневную почвенную толщу. Однако исследованиями последних лет (Болыховская, 1995; Величко и др., 1996; Ковалева и др., 2013 *а, б*) обнаружено, что лёссовые горизонты позднего валдая неоднородны и во многих стратиграфических разрезах разделяются гумусовыми и глеевыми горизонтами слабо развитых почв, маркируя региональные особенности климатических флуктуаций в промежутке между 17 – 10.2 тыс. лет назад. Часто горизонты этих палеопочв поглощены современным почвообразованием, либо они совпадают с культурными слоями палеолитических стоянок, что затрудняет определение их естественных палеопочвенных свойств.

Однако отсутствие физико-химических данных о свойствах этих погребенных почв и надежных биоклиматических маркеров даже на фоне существующих противоречий в радиоуглеродных датировках заставляют многих исследователей относить горизонты слабо развитых почв к брянскому интервалу почвообразования и считать их радиоуглеродные даты омоложенными. Между тем сам факт наличия палеопочвенных уровней с различными характеристиками является свидетельством периодов относительно мягких климатических условий или интерстадиалов.

Поэтому целью данного исследования стало уточнение региональной климатической обстановки рубежа позднеледникового и голоцена для хорошо изученного с палеогеографической точки зрения региона Подесенья на основе изучения свойств погребенных в лёссово-почвенных сериях почвенных горизонтов. Лёссово-почвенные серии в целом и погребенные в них почвы представляют собой надёжный архив палеоклиматической информации об изменении среды обитания всего живого. Ранее нами было показано (Ковалева, 2009), что наиболее информативными характеристиками для восстановления особенностей палеоэкологической обстановки природной среды являются такие свойства почв, как изотопный состав углерода гумуса, характеристики органического вещества (биомаркеры), магнитная восприимчивость и возраст почв.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Объекты нашего исследования располагаются в Брянской области на территории Трубчевского ополья, где на поздневалдайских лёссах развиты серые лесные почвы со вторыми гумусовыми горизонтами в микропонижениях, серые лесные почвы без вторых гумусовых горизонтов на микроповышениях и на территории полесья, сложенной песчаными отложениями с дерновыми почвами в Неруссо-Деснянском заповеднике.

Правобережье Десны относится к области островного распространения лёссов на Русской равнине. В районе средней Десны выделяются три лёссовых массива – Брянский, Трубчевский и Новгород-Северский (Величко и др., 1977). Однако ис-

следуемые позднеледниковые последовательности отложений содержат в себе не только лёссы и почвы, но также и мощные песчаные отложения со следами солифлюкции и оглеения. Поэтому эти объекты можно назвать лёссово-песчано-почвенными сериями.

Трубчевское ополье расположено на высоком правобережье среднего течения р. Десны (на водоразделе рек Десна и Судость) к северу от г. Трубчевска в средних широтах Русской равнины. Среднегодовая температура в районе исследований – 5,4°C. Количество осадков – 550 – 590 мм (Тюрюканов, Быстрицкая, 1971).

Территория Трубчевского ополья с давних времен распахана, естественная растительность оказалась практически полностью уничтоженной, район ополья ныне полностью безлесен. В доагрикультурный период естественная растительность была представлена широколиственными лесами с господством дуба черешчатого в сочетании с остепненными лугами (Величко и др., 1996). Близость к дневной поверхности на долинных и балочных склонах карбонатных пород влияет на формирование здесь лугово-степных ассоциаций, которые по флористическому составу близки к северным луговым степям (Булохов, 1991). В западинах произрастают ива, берёза, дуб, осина (Федотов, 2000).

Исследуемый район также интересен большим количеством археологических объектов: стоянок древнего человека, городищ и курганных комплексов более позднего времени. По имеющимся в литературе археологическим данным, средний участок Подесенья был заселён людьми около 140 тыс. лет назад перед началом последнего оледенения (Падин, 2004).

Таким образом, объектами нашего исследования стали: 1) лёссово-песчано-почвенные серии позднеледниковья и голоцена, представленные в отложениях карьеров у д. Красное и д. Телец; 2) агросерые почвы микроповышений и микрозападин Трубчевского ополья с горизонтами погребённых почв; 3) погребённые почвы прикурганного ровика в археологических заказниках Большое Жерено Неруссо-Деснянского полесья и Некрополь Трубчевска вблизи городища Кветунь или Старый Трубчевск. Исследуемые на этих объектах погребённые почвы и педоседименты формировались во временной промежуток от 20000 л.н. (верхний плейстоцен) до 1000 – 1200 л.н. (X – XII вв.).

Для исследования погребённых почв и педоседиментов были использованы методы общей химии почв (измерение pH, содержания Ca и Mg, CaCO₃), также был проведён групповой анализ соединений фосфора, позволяющий отделить фосфор из органических компонентов от фосфора неорганического генезиса (Макаров, 1997). Органическое вещество изучалось методом анализа группового состава углерода по Пономарёвой, Плотниковой (Орлов, Гришина, 1981). Величины магнитной восприимчивости почв измерялись капнометром КТ-5. Удельную магнитную восприимчивость образцов рассчитывали с использованием эталона (соль Мора, $\chi_{\Sigma}=32,5 \cdot 10^{-6}$ СГСМ): $\chi_0 = \chi_{\Sigma} \cdot (\kappa_0 / \kappa_{\Sigma}) \cdot (m_{\Sigma} / m_0)$, где κ_0 и κ_{Σ} – показания КТ-5, m_0 , m_{Σ} – массы для образца и эталона в бюксе с фиксированным объемом соответственно.

Изотопный состав углерода был измерен на масс-спектрометре ThermoFinnigan Delta V Plus IRMS и элементном анализаторе Thermo Flash1112. Очистка

почвы от карбонатов была проведена по методике D. Harris с соавторами (2001) путём разложения карбонатов парами концентрированной соляной кислоты – фумигирования почвы. Навески растёртой в пудру карбонатной почвы (30 мг) помещают в открытые стеклянные бюксы и смачивают 50 мкл дистиллированной воды. Затем бюксы с навесками, а также стакан со 100 мл концентрированной HCl помещают в закрытый эксикатор. Через 24 ч фумигации образцы высушиваются в течение 4 ч при 60°C или на воздухе. Возраст почв определялся методом радиоуглеродного датирования (Радиоуглеродная лаборатория Института геохимии окружающей среды г. Киев, Украина).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Отложения эпохи последнего оледенения на изучаемой территории Подесенья, вскрытые карьерами у д. Красное (первая надпойменная терраса) и д. Телец (вторая надпойменная терраса), приурочены к протянувшейся с северо-запада на юго-восток ложбине стока, впадающей в р. Десну, и закономерно представлены супесями, песками и опесчаненными лессами. По данным А. А. Величко (1977), вторая надпойменная терраса р. Десны формировалась в первую половину валдайской эпохи, а первая – во вторую половину валдая. Исследуемый нами этап позднего валдая (24 – 10.2 тыс. л.н.) соответствует изотопной стадии MIS 2 (25 – 10 тыс. л.н., по J. I. Svendsen с соавторами (2004)).

Собственно брянская палеопочва, сформированная 32 – 24 тыс. л.н., предположительно вскрыта нами на глубине 7.5 и 10 м в карьере у д. Телец (стенки карьера возвышаются над днищем лога на 10 – 15 м). Палеопочва выделяется серым цветом, остатками неясно выраженной структуры, повышенным содержанием органического вещества и обменных оснований, увеличением значений магнитной восприимчивости и утяжелением величин $\delta^{13}\text{C}$ гумуса до -25.7‰. Несмотря на ограниченность полученных данных, подобные характеристики являются свидетельством умеренного климата лесной или лесотундровой зоны (Ковалева и др., 2013 *а, б*). Причем нижнюю почву отличают более автоморфные условия формирования, нежели более оглеенную верхнюю (надмерзлотно-глеевую).

Большинство исследователей считают, что почвообразование во время брянского интервала происходило в холодных континентальных условиях. Основной фон почвенного покрова составляли оглеенные мерзлотные почвы, иногда с карбонатным горизонтом (Морозова, 1981). По мнению Н. С. Болиховской (1995), обстановка оптимума была сравнительно тёплой и влажной, на Русской равнине произрастали широколиственные деревья (дуб, липа, граб). На стоянке Сунгирь (Владимирская область) брянская почва соответствует времени проживания древнего человека. Общий ландшафт региона напоминал лесотундру с характерным составом животных: северный олень, копытный лемминг, пеструшка, песец, мамонт (Гугалинская, 1982). При формировании брянской почвы в долине верхней Оки преобладали берёзовые леса с примесью ели и сосны с подлеском из кустарниковой берёзы и ольховника, что свидетельствует о холодных климатических условиях (Гугалинская, 1982). Формирование брянской почвы в районе г. Новгород-Северский (разрез у с. Араповичи) в долине р. Десны в условиях перигляциальных

тундро-степей подтверждают микротериологические данные, полученные А. К. Марковой. Здесь обнаружены остатки степной пеструшки, большого тушканчика, суслика, узкочерепной полёвки, сурка и копытного лемминга – животных, обитающих ныне в лесостепи, степи, полупустыне, тундре и лесотундре. Исходя из температур, характерных для обитания этих видов, средняя температура января была $-16 - -18^{\circ}\text{C}$, средняя температура июля $+18 - +20^{\circ}\text{C}$, годовая сумма осадков $- 80 - 380$ мм (Болиховская, 1995).

Противоречия в характеристиках условий формирования брянской почвы могут объясняться её формированием в разные отрезки среднего валдая на разных территориях. Н. С. Болиховская (1995) отмечает, что на Волыни (Волынская возвышенность) этот горизонт сформировался в одно из похолоданий среднего валдая, в ряде районов Малого Полесья (Подберёзцы и др.) – на протяжении наиболее тёплого средневалдайского межстадиала и предшествующего и последующего похолоданий, а на севере Подольской возвышенности в разрезе Изяслав дубновская почва (сопоставляемая с брянской) датируется концом самого тёплого средневалдайского межстадиала и следующим похолоданием. Об этом говорит и большой спектр датировок брянской почвы от 32 до 24 тыс. л.н., сам по себе включающий в себя различные климатические колебания. Почва близкого генезиса, но с более развитым карбонатным горизонтом выделяется в пределах Тамбовской и Окско-Донской равнин, Подольской возвышенности и центральной части Приднепровской низменности. Севернее и северо-восточнее эта почва характеризуется усилением в ней процессов оглеения (Болиховская, 1995).

Вскрытая нами брянская палеопочва была нарушена мерзлотными деформациями последующего владимирского криогенного этапа и перекрыта толщей деснинского лёсса.

Перекрывающие описанную почву лёссы в изученных нами разрезах содержат две синлитогенные почвы, сформированные на песчаных отложениях. Для них были получены радиоуглеродные датировки 16500 ± 230 Ки-17414 и 12930 ± 170 Ки-17413 л.н., что соответствует двум интерстадиалам последней стадии вюрмского оледенения, синхронным интерстадиалам Ласко Вюрм IV и Бёллинг Вюрм IV (MIS2). Они обладают различными свойствами и диагностируют два интерстадиальных потепления.

Исходя из морфологических и химико-физических исследований почв можно сделать вывод, что в позднеледниковье происходили активные процессы замерзания-оттаивания грунта. В это же время шло накопление мощных песчаных отложений, которые имеют слоистую текстуру, следы солифлюкционных процессов, содержат ожелезнённые ортзандовые горизонты. Обе почвы имеют ряд общих признаков: оглеенность всего профиля, ожелезнение, наличие железисто-марганцевых ортштейнов, пониженные значения магнитной восприимчивости, относительное повышение содержания гумуса, органического фосфора, карбоната кальция.

Самым известным из послебрянских интерстадиальных почв является трубчевский горизонт (уровень оглеения), выделенный А. А. Величко недалеко от района нашего исследования и датируемый им интервалом 16.5 – 15 тыс. л.н. (интерстадиал Ласко) (Величко и др., 1996). Этот горизонт разделяет лёссовую толщу на

ПАЛЕОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ РЕКОНСТРУКЦИЯ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

две пачки – лёсс II (деснинский) и лёсс III (алтыновский) – и залегает в разрезе у д. Голубча на глубине 3.8 – 4.0 м. Горизонт описан как уровень слабого потемнения, имеет пылеватый суглинистый состав, карбонаты и пятна органики по порам, включения песчаного материала. На глубине 30 см от верхнего контакта есть признаки гидроморфизма – пятна ожелезнения и сизоватый оттенок толщи. Существуют и иные взгляды на датировку трубчевского уровня оглеения позднеплейстоценовой лёссовой толщи. А. А. Чубур (1997) считает, что трубчевский горизонт оглеения, соотносящийся с хотылёвской почвой, соответствует не интерстадиалу Ласко (по Величко), а гмелинскому интерстадиалу (Тюрсак), имевшему место непосредственно перед последним ледниковым максимумом.

В нашем случае близкий к трубчевскому горизонт залегает на глубине 2.5 – 2.8 м и представляет собой лёгкий суглинок с тонкими прослоями песка, карбонатами по порам и Fe – Mn-стяжениями, ниже залегает более тяжёлый по гранулометрическому составу карбонатный горизонт В (2.8 – 3.0 м), который подстилается песчаным карбонатным горизонтом ожелезнения (3.5 – 4.2 м). Возможно, исследуемый горизонт венчает уровень мерзлоты, в котором происходили надмерзлотное подтягивание карбонатов и ожелезнение. Выше расположенный лёсс (лёсс III, алтыновский) имеет среднесуглинистый гранулометрический состав, затёки гумуса и Fe – Mn-стяжения, не вскипает от соляной кислоты.

Палеопочва с возрастом 16500 л.н. вскрыта в карьере у д. Телец. Она состоит из нескольких горизонтов (Bb-BCb-BCfe,b-Gb-C2) и пространственно хорошо выражена. Верхний горизонт Bb имеет слабощелочную реакцию среды, обеднён гумусом (0.5%) и не содержит органического фосфора, содержит 6.0% CaCO₃ (табл. 1 – 3). В составе гумуса преобладают гуминовые кислоты. Горизонт BCb содержит 5.6% CaCO₃, утяжелен по гранулометрическому составу, обогащен гумусом (0.7%) и фосфором (68.0 мг/кг P₂O₅), имеет более высокие значения магнитной восприимчивости. Нижележащий песчаный ортзандовый горизонт BCfe,b обогащён карбонатом кальция (10.6%), слабогумусирован, содержит 44.5 мг/кг P₂O₅ органического.

Результаты измерения изотопного состава органического углерода свидетельствуют об умеренно-гумидных условиях формирования палеопочвы и нижележащих отложений ($\delta^{13}\text{C} = -25.6 - -26.7\text{‰}$). Также они указывают на аридизацию климата в период последующего накопления лёссовидного суглинка C1, перекрывающего вышеописанную палеопочву и сформированного, вероятно, в период ярославской криогенной стадии валдайского оледенения (алтыновский лёсс) 13 – 14 тыс. л.н. ($\delta^{13}\text{C} = -23.1 - -24.5\text{‰}$) (рисунок). Алтыновский лёсс является почвообразующей породой для почв голоцена.

Погребённая почва интерстадиала Бёллинг с возрастом 12900 л.н. вскрыта в карьере у д. Красное. Исследуемая палеопочва в отличие от описанной выше носит деформированный характер, не имеет пространственной выраженности и выделяется в линзах гумусированного суглинистого материала в толще песчаных ортзандовых прослоек. Она имеет профиль Vca b-BCsa,fe b-Gb.

Горизонт Bb содержит повышенное количество гумуса (0.7%) и общего фосфора (409.7 мг/кг P₂O₅), что соответствует современному пахотному гумусовому горизонту агросерой почвы. Почва имеет более высокие значения магнитной вос-

приимчивости, объясняющиеся повышенным содержанием гумуса. Возможно, она формировалась в периоды стабилизации поверхности в более автоморфных условиях. О более сухих условиях формирования почвы говорят и результаты измерения изотопного состава органического углерода ($\delta^{13}\text{C} = -24.9\%$), и высокое содержание карбоната кальция (39.1%) (см. табл. 1, 3). Выше и ниже лежащие горизонты не обогащены карбонатом кальция. Органическое вещество погребённой почвы насыщено гуминовыми кислотами и не содержит легкорастворимых фульвокислот (см. табл. 2).

Таблица 1

Некоторые химические свойства почв Подесенья

Местоположение разреза	Возраст горизонта	Горизонт, глубина, см	pH _{ксл}	Ca+Mg, ммоль(+)/100 г	Mg, ммоль (+)/100 г	Гумус, %	CaCO ₃ , %
Карьер (д. Телец), микроповышение	16500±230	Ap 0–30	5.8	24.0	12.8	2.1	–
		Ae 30–35	5.4	16.7	6.8	0.7	–
		Eb 35–46	5.6	23.5	14.0	0.4	–
		Bc 46–65	5.7	13.0	7.3	0.3	–
		C 65–85	6.5	15.7	8.7	0.4	–
		Ab 85–99	7.2	–	–	0.6	16.7
		C2 99–120	7.4	–	–	0.5	46.0
		C3 120–..	7.3	–	–	0.4	41.3
		C1 100–250	7.0	68.5	14.7	0.8	–
		Bb 250–275	7.4	–	–	0.5	6.0
		Bcb 275–300	7.2	–	–	0.7	5.6
		BCfe, b 350–420	7.2	–	–	0.5	10.6
Карьер (д. Красное), микропонижение	2180±60	Ap 0–30	6.7	50.0	25.3	2.5	0
		Ae 30–50	5.4	36.0	14.6	1.9	0
		Ab 50–85	4.5	23.2	10.7	2.6	0
		Aeb 85–100	4.4	21.0	6.3	1.8	0
		Eb100–125	4.1	25.0	15.8	0.6	0
		Eb124–140	4.1	34.0	12.3	0.4	0
		Bb 140–175	3.9	16.7	5.4	0.3	0
		C 175–270	4.0	18.0	8.4	0.2	0
	12930±170	C3, fe, 1 445–470	6.9	35.8	11.4	0.4	–
		Bb 470–495	7.3	–	–	0.6	39.1
		BCfe, b2 495–500	6.4	22.0	10.5	0.2	–
		G 500–510	6.6	29.4	9.1	0.3	–
Большое Жерено (прикурганый ровик)	5000–7000	Ad 0–17	3.9	2.7	0.7	1.1	0
		C 17–22	3.8	3.6	3.0	0.7	0
		Ab1 22–37	3.6	4.2	0	1.4	0
	>7000	B 37–51	3.8	2.3	0	0.5	0
		Ab2 51–75	3.8	1.7	1.6	1.7	0
Кветуль (курган)	X–XIII вв. н.э.	A 0–30	4.5	23.3	6.5	3.5	0
		Ab 30–50	4.6	30.9	11.1	3.7	0
		Ab 50–70	4.2	23.3	9.8	1.8	0
		B 70–80	4.1	20.7	16.3	1.0	0

Таблица 2

Характеристика органического вещества почв Подесенья

Местоположение	Возраст	Горизонт, глубина, см	C _{орг. общ.} , %	C _{ГК-2} , %	C _{ФК-2} , %	C _{ГК} /C _{ФК}	%ГК-2 от C _{общ}
Карьер, д. Телец	16500±230	C1 100–250	0.26	0.00	0.07	–	–
		Bb 250–275	0.07	0.04	0.01	5.8	49.5
		BCb 275–300	0.16	0.06	0.03	2.0	37.3
Карьер, д. Красное	12930±170	Bb 470–495	0.21	0.08	0	GA	36.8
Большое Жерено (прикуранный ровик)	5000–7000	Ad 0–17	0.35	0.14	0.10	1.47	41.40
		C 17–22	0.45	0.00	0.08	0.05	0.90
		Ab1 22–37	0.38	0.18	0.06	3.03	47.33
		B 37–51	0.23	0.04	0.03	1.44	15.62
	>7000	Ab2 51–75	0.46	0.10	0.00	GA	21.46
Трубчевское ополье, микропонижение	2180±60	Ap 0–30	1.19	–	–	0.92	–
		AE 30–50	1.43	–	–	0.82	–
		Ab 50–85	1.36	–	–	1.08	–
		AЕb 85–143	1.25	–	–	0.54	–
Кветунь (курган)	X–XIII вв. н.э.	A 0–30	0.94	0.63	0.28	2.25	66.8
		Ab 30–50	1.09	0.60	0.49	1.22	55.1
		AB 50–70	0.64	0.10	0.15	0.67	14.8
		B 70–80	0.48	0.03	0.09	0.33	6.60
Микроповышение		Ap 0–30	1.63	–	–	0.69	–
		AE 30–35	0.69	–	–	0.95	–

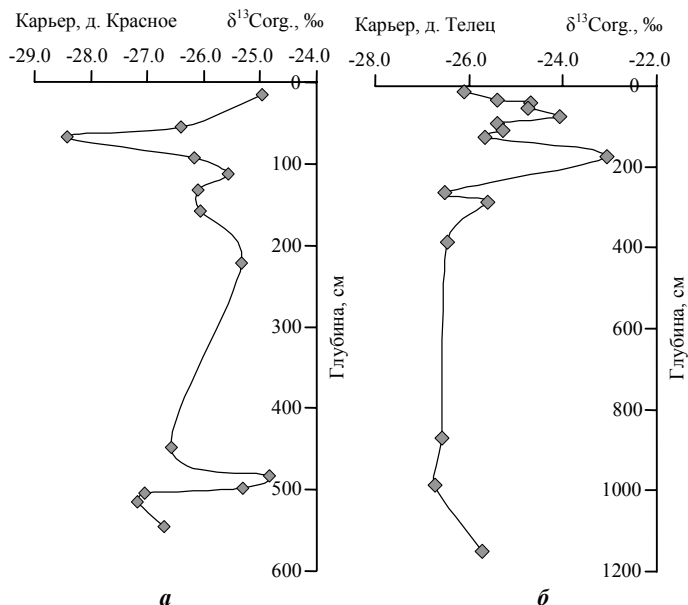
Таким образом, для интерстадиала Бёллинг характерен более сухой климат, чем для Ласко (трубчевского интерстадиала). Большее количество фосфора органического вещества, возможно, связано с большей биологической продуктивностью ландшафта.

Из более поздних почв А. А. Величко (1977) выделил тимоновскую ископаемую почву, сформированную на лёссе III. Она оказалась близка, как считают авторы, по генезису к дерново-подзолистым почвам зоны хвойно-широколиственных лесов. Почва сформирована в условиях остаточного-мерзлотного микро рельефа с сетью канавообразных расплывчатых понижений, т.е. является посткриогенной. Её гумусовый горизонт смыкается с нижней частью современного гумусового горизонта, но отличается от него повышенным содержанием гумуса (до 35%). Авторы относят тимоновскую почву к первой половине – середине голоцена и высказывают предположение о том, что почвы с дифференцированным профилем начали формироваться ещё во время хорошо выраженного потепления аллерёд.

По нашему же мнению, начало голоцена отличало катастрофическое изменение климата, растительности и химического состава атмосферы, которые прослеживаются по низким величинам изотопного отношения органического углерода – до -28.4‰ – во вторых гумусовых горизонтах агросерых почв. Концентрация углекислого газа в атмосфере резко увеличивалась. С-3 растения развили в отличие от своих предшественников мощные корневые системы во влагонасыщенных грунтах. Преобладание хорошо развитой подземной биомассы привело к возникновению новых типов почвообразования – лугово-болотных и лугово-чернозёмных.

Наиболее древние палеопочвы голоцена, изученные нами, вскрыты в прикуранным ровике в урочище Большое Жерено на территории Неруссо-Жеренского

заказника и датированы археологическими находками эпохой неолита (около 5 – 7 тыс. л.н.), т.е. атлантическим периодом голоцена. Почвы залегают в песчаных отложениях, на которых сейчас произрастает сосновый бор. Морфологически и по максимумам содержания гумуса выделяются два погребённых горизонта – Ab1 (1.4% гумуса) и Ab2 (1.7% гумуса). Эти горизонты не содержат органического фосфора и отличаются низкой гумусированностью в силу своего лёгкого гранулометрического состава. Тем не менее, низкие величины магнитной восприимчивости и соотношения изотопов органического углерода ($\delta^{13}\text{C} = -26.6\text{‰}$ и -27.4‰ соответственно) диагностируют достаточно увлажнённые гумидные условия периодов их формирования (см. рисунок, табл. 3). В органическом



Изотопные кривые обнажений: *a* – карьер у д. Красное; *б* – карьер у д. Телец

веществе горизонта Ab2 обнаружена P_g-фракция, свидетельствующая также об обводнённости территории. Органическое вещество погребённых почв насыщено гумусовыми кислотами фракции 2.

Середину голоцена характеризуют и вторые гумусовые горизонты современных агросерых почв в микропонижениях ландшафтов ополя. Их радиоуглеродный возраст, по данным А. А. Величко (1996), составил 5930 ± 130 лет. Вторые гумусовые горизонты отличается чёрная окраска, слабокислая реакция среды, относительно высокое содержание гумуса (4.0%), большее, чем в современном пахотном горизонте (3.1%). Погребённая почва характеризуется также высоким содержанием фосфора, в том числе накоплением его органических соединений (635.8 мг/кг P₂O₅), в то время как количество органического фосфора в современном гумусовом горизонте равно 178.7 мг/кг P₂O₅. На фоне низких величин магнитной восприимчивости выделяется небольшой максимум, вызванный накоплением гумуса во втором гумусовом горизонте. Изотопный состав органического углерода также выделяет исследуемую погребённую почву наиболее лёгкими значениями: $\delta^{13}\text{C} = -28.4 - -29.5\text{‰}$. Таким образом, для начала и середины голоцена характерен влажный гумидный климат с более благоприятными условиями накопления органиче-

ского вещества горизонта Ab2 обнаружена P_g-фракция, свидетельствующая также об обводнённости территории. Органическое вещество погребённых почв насыщено гумусовыми кислотами фракции 2.

ПАЛЕОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ РЕКОНСТРУКЦИЯ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

ского вещества по сравнению с современным. В то время на месте серых лесных почв формировались чернозёмные и лугово-чернозёмные почвы под луговой растительностью С-3 типа фотосинтеза. Аккумуляция устойчивых высококонденсированных молекул органического вещества во вторых гумусовых горизонтах современных почв, по-видимому, является реликтом черноземной стадии почвообразования.

Таблица 3

Изотопный состав почв Подесенья и некоторые палеоэкологические индикаторы

Местоположение	Радиоуглеродный возраст, лет назад	Горизонт, глубина, см	C _{орг.} , %	P ₂ O ₅ орг., мг/кг	δ ¹³ _{C_{орг.}} , ‰	δ ¹³ _{C_{карб.}} , ‰	δ ¹⁵ N, ‰	χ×10 ⁻⁶ , СГСМ	P ₂ O ₅ неорг., мг/кг
Карьер, д. Теллец, микроповышение	16500±230	Ap 0–30	1.2	115.0	-26.1	–	–	31.5	325.7
		AЕ 30–35	0.4	17.8	-25.4	–	–	31.5	253.4
		ЕВ 35–46	0.2	18.4	-24.7	–	–	21.1	205.2
		BC 46–65	0.2	10.6	-24.7	–	–	19.5	186.4
		С 65–85	0.2	0.0	-24.1	–	–	16.8	232.0
		Ab 85–99	0.4	97.2	-25.4	-13.5	3.6	17.1	258.7
		С2 99–120	0.3	83.9	-25.3	-10.0	–	13.2	261.4
		С3 120–...	0.2	38.9	-25.7	-8.3	–	9.6	258.7
		С1 100–250	0.5	29.9	-23.1	–	–	12.0	118.03
		Bb 250–275	0.3	0.0	-26.5	-22.3	–	2.5	24.48
		BCb 275–300	0.4	68.0	-25.6	-22.4	0.3	23.6	65.08
		ORTZ1 350–420	0.3	44.5	-26.5	-22.0	–	15.3	42.76
		G 770–970	0.1	0.0	-26.6	–	–	2.2	141.74
C4 970–1000	0.1	0.0	-26.7	–	–	0.0	11.25		
C5 1000–1300	0.2	0.0	-25.7	–	–	6.9	123.96		
Карьер, д. Красное, микропонижение	2180±60	Ap 0–30	1.8	178.7	-25.0	–	–	16.1	334.2
		AЕ 30–50	1.5	311.9	-26.4	–	–	11.3	246.8
		Ab 50–85	2.3	635.8	-28.4	–	–	19.4	421.6
		AЕb 85–100	1.3	389.8	-26.2	–	–	13.2	596.4
		Eb 100–125	0.4	125.4	-25.6	–	–	13.9	591.1
		Eb 124–140	0.6	0.0	-26.1	–	–	8.7	712.0
		Bb 140–175	0.3	0.0	-26.1	–	-5.9	11	383.5
		С 175–270	0.2	0.0	-25.3	–	–	1.1	265.4
	12930±170	C3, Fe, 1 445–470	0.2	0.0	-26.6	–	-1.1	8.6	132.26
		Bb 470–495	0.4	106.3	-24.8	-8.8	1.2	13.1	303.42
		BCFe, b2 495–500	0.1	0.0	-25.3	–	–	5.4	101.14
		G 500–510	0.1	0.0	-27.0	–	-1.5	3.1	129.67
		BCFe, b3 510–520	0.1	7.8	-27.2	–	0.8	5.2	62.24
C4 520–570	0.1	2.6	-26.7	–	–	2.8	77.80		
Большое Жерено (прикуранный ровик)	5000–7000	Ad 0–17	0.6	0.0	-27.6	–	2.2	2.6	275.2
		С 17–22	0.4	13.9	-26.9	–	0.1	2.5	382.0
		Ab1 22–37	0.8	0.0	-26.6	–	4.4	0.8	265.0
		B 37–51	0.3	0.0	-26.2	–	–	2.3	373.5
	>7000	Ab2 51–75	1.0	0.0	-27.4	–	3.6	2.5	351.5
Кветунь (курган)	X–XIII вв. н.э.	A 0–30	2.0	242.8	-26.3	–	5.8	22.4	254.8
		Ab 30–50	2.1	291.2	-26.3	–	6.6	22.1	247.2
		AB 50–70	1.1	64.7	-26.5	–	5.9	24.5	265.0
		B 70–80	0.6	54.6	-26.3	–	5.1	23.4	265.0

Атлантическая черноземно-луговая почва и современная серая лесная разделены в профиле подзолистыми горизонтами почв позднего голоцена с датировкой 2180 ± 60 Ki-17415 л.н. (IV – III вв. до н.э.). Ранний железный век в Подесенье отличался распространением лесной растительности, похолоданием климата, о чем свидетельствует уменьшение содержания органического вещества и органического фосфора как индикаторов биологической активности, утяжеление величин изотопных отношений -26%. Ранее (Ковалева, Ковалев, 2002) в обсуждаемых горизонтах нами описаны типичные для древесных мелколиственных пород соотношения лигниновых фенолов.

Глобальный средневековый климатический оптимум в Подесенье характеризуется погребённая почва, вскрытая в разрезе прикурганного ровика археологического комплекса Некрополь Трубчевска (городище Кветунь или Старый Трубчевск), датированная археологическими раскопками X – XIII вв. Именно к этому климатическому периоду приурочено бурное развитие городищ и селищ в долинах рек региона. Погребённая почва отличается зернистой структурой, темной окраской, повышенным содержанием гумуса, обменных оснований, органического фосфора по сравнению с дневными горизонтами. Изотопный состав органического углерода однороден по профилю курганов как в Жеренском заказнике, так и в Некрополе Трубчевска (-26.3 – 26.5‰) и свидетельствует о стабильном умеренном климате последующих веков вплоть до сегодняшнего дня. О некотором антропогенном «остепнении» пахотных агросерых почв можно судить лишь по утяжелению изотопных отношений в пахотных горизонтах почв – до -25%.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, лессово-песчано-почвенные серии исследованной территории Подесенья являются архивом палеоэкологической информации о перестройке глобальной климатической системы планеты, произошедшей на рубеже позднеледниковья и голоцена. Эта перестройка имела пульсирующий характер, сопровождавшаяся резкими колебаниями климата, состава растительности и облика ландшафтов. Для территории Подесенья выявлено, как минимум, два разных интерстадиала последней волны валдайского оледенения, соответствующие двум погребённым почвам: сухой аридный эпизод около 12930 л.н. и умеренно-гумидный – около 16500 л.н. Несмотря на достаточно суровый климат, для исследуемой территории характерно большое количество палеолитических стоянок (Борцево, Хотылёво, Супонево, Тимоновка и др.), которые попадают как во временные промежутки более тёплых интерстадиалов, так и в стадиальные похолодания. Это говорит, с одной стороны, в пользу того, что древний человек ориентировался более на мамонтовую фауну в своих миграциях, а с другой – на то, что климатические условия были пригодны для жизни, в течение года существовали тёплые периоды, в которые успевали сформироваться слаборазвитые почвы.

Резкое усиление гумидности ландшафтов в первой половине голоцена и похолодание во второй носили однонаправленный глобальный характер. С появлением земледелия в голоцене человек начинает воздействовать на облик ландшафтов, вырубая всё больше лесов под пашни, формируя пахотные горизонты современных почв, которые имеют возраст не древнее 2000 лет.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Алифанов В. М., Гугалинская Л. А., Овчинников А. Ю.* Палеокриогенез и разнообразие почв центра Восточно-Европейской равнины. М. : ГЕОС, 2010. 160 с.
- Болиховская Н. С.* Эволюция лёссово-почвенной формации Северной Евразии. М. : Изд-во МГУ, 1995. 267 с.
- Булохов А. Д.* Структура растительного покрова ландшафтов ополей и лёссовых плато // Брянские ополья : природа и природопользование. М., 1991. С. 31 – 49.
- Величко А. А.* Природный процесс в плейстоцене. М. : Наука, 1973. 256 с.
- Величко А. А., Морозова Т. Д., Нечаев В. П., Порожнякова О. М.* Палеокриогенез, почвенный покров и земледелие. М. : Наука, 1996. 150 с.
- Величко А. А., Грехова Л. В., Губонина З. П.* Среда обитания первобытного человека Тимоновских стоянок. М. : Наука, 1977. 141 с.
- Гугалинская Л. А.* Почвообразование и криогенез Центра Русской равнины в позднем плейстоцене. Пушкино : НЦБИ АН СССР, 1982. 204 с.
- Ковалёва Н. О.* Горные почвы Евразии как палеоклиматический архив позднеледникового и голоцена : автореф. дис. ... д-ра биол. наук. М., 2009. 52 с.
- Ковалева Н. О., Ковалев И. В.* Ароматические структуры лигнина в органическом веществе серых лесных почв // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17, Почвоведение. 2002. № 2. С. 23 – 29.
- Ковалева Н. О., Добровольский Г. В., Столникова Е. М.* Изотопный состав углерода почв в диагностике изменений климата : состояние проблемы и вероятные сценарии // Докл. по экологическому почвоведению. 2013 а. Вып. 19, № 2. С. 64 – 81.
- Ковалева Н. О., Столникова Е. М., Ковалев И. В., Толстова А. П.* Изотопный состав углерода органического вещества почв в диагностике изменений климата // Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред : тез. докл. Междунар. конф. М. : БИНОМ. Лаборатория знаний, 2013 б. С. 98 – 99.
- Макаров М. И.* Соединения фосфора в гумусовых кислотах почв // Почвоведение. 1997. № 4. С. 458 – 466.
- Морозова Т. Д.* Развитие почвенного покрова Европы в позднем плейстоцене. М. : Наука, 1981. 199 с.
- Орлов Д. С., Гришина Л. А.* Практикум по химии гумуса. М. : Изд-во МГУ, 1981. 272 с.
- Падин В. А.* Среднее Подесенье (Трубчевская округа) в VI – V вв. до н.э. – X – XII вв. н.э. по материалам археологических исследований // Очерки по истории археологии Брянской области / Моск. гос. соц. ун-т (фил в г. Брянске). Брянск, 2004. Вып. 2. 150 с.
- Тюрюканов А. Н., Быстрицкая Т. Л.* Опожья центральной России и их почвы. М. : Наука, 1971. 239 с.
- Федотов С. В.* Деснянские ополья – аналоги среднерусского лесостепного варианта высотной мезозональности карстово-меловых ландшафтов // Вестн. Воронеж. гос. ун-та. География и геоэкология. 2000. № 1. С. 22 – 26.
- Чубур А. А.* Расселение верхнепалеолитического человека в центре Русской равнины (географический аспект) : автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1997. 25 с.
- Harris D., Horwath W.R., Kessel C. van.* Acid fumigation of soils to remove carbonates prior to total organic carbon or carbon-13 isotopic analysis // Soil Science Society Amer. J. 2001. Vol. 65, № 6. P.1853 – 1856.
- Svedsen J. I., Alexanderson H., Astakhov V. I., Demidov I., Dowdeswelle J. A., Funderf S., Gataullin V., Henriksen M., Hjort C., Houmark-Nielsen M., Hubberten H. W., Ingolfsson O., Jakobsson M., Kjør K. H., Larsen E., Lokrantz H., Lunkka J. P., Lysa A., Mangerud J., Matiouchkov A., Murray A., Moller P., Niessen F., Nikolskaya O., Polyak L., Saarnisto M., Siegert C., Siegert M. J., Spielhagen R. F., Stein R.* Late Quaternary ice sheet history of northern Eurasia // Quaternary Science Reviews. 2004. Vol. 23, № 11 – 13. P. 1229 – 1271.

УДК 631.95:631.4

ПОКАЗАТЕЛИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПОЧВ ПРИ ХИМИЧЕСКОМ ЗАГРЯЗНЕНИИ

С. С. Манджиева¹, Т. М. Минкина¹, Г. В. Мотузова², О. Г. Назаренко³,
Т. В. Бауэр¹, Л. Ю. Маштыкова¹, А. В. Кушнарева¹

¹ Южный федеральный университет

Россия, 344006, Ростов-на-Дону, Б. Садовая, 105/42

² Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова

Россия, 119234, Москва, Ленинские горы, 1, стр. 12

³ Донской государственный аграрный университет

Россия, 346493, Ростовская обл., Октябрьский р-н, пос. Персиановский

E-mail: msaglara@mail.ru

Поступила в редакцию 07.05.13 г.

Показатели экологического состояния почв при химическом загрязнении. – Манджиева С. С., Минкина Т. М., Мотузова Г. В., Назаренко О. Г., Бауэр Т. В., Маштыкова Л. Ю., Кушнарева А. В. – Предложена система показателей экологического состояния почв, основанная на групповом составе соединений металлов. Она включает расчет подвижности тяжелых металлов в почвах, накопления их в растениях, оценивает защитные функции системы почва – растения и суммарный показатель загрязнения почв.

Ключевые слова: почва, растения, загрязнение, тяжелые металлы, групповой состав, показатели экологического состояния.

Indicators of soil ecological condition under chemical pollution. – Mandzhieva S. S., Minkina T. M., Motuzova G. V., Nazarenko O. G., Bauer T. V., Mashtykova L. Yu., and Kushnareva A. V. – A system of environmental indicators of soil based on the group composition of metal compounds is proposed. It includes calculation of the heavy metals mobility in soils and their accumulation in plants and evaluates safety functions of the soil – plant system and the total index of soil contamination.

Key words: soil, plants, pollution, heavy metals, group composition, environmental indicators.

ВВЕДЕНИЕ

Оценка антропогенного воздействия на почву является составной частью комплексной оценки состояния природных ресурсов определенных территориальных выделов, организации экологического (агроэкологического) мониторинга и прогнозирования. Систематический мониторинг позволяет давать прогнозную оценку динамики развития негативных процессов в ландшафте и своевременно принимать необходимые меры для их приостановления.

В настоящее время наиболее актуальным вопросом является разработка системы показателей, адекватно отражающей степень загрязнения почв и в то же время пригодной для использования в процессе эколого-экономической оценки земель.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

При оценке экологического состояния почв необходимы сведения о прочности удерживания металлов почвами. На этом основании в почвах выделялись две группы соединений тяжелых металлов (ТМ): прочно связанные (ПС) и непрочно связанные (НС) с почвой. Для определения содержания металлов в составе этих групп применялась комбинированная схема фракционно-группового фракционирования соединений металлов, основанная на сочетании параллельных и последовательных экстракций и использовании расчетных приемов (Минкина и др., 2008). Ее назначение: оценить предполагаемое участие почвенных компонентов как в прочном, так и в непрочно удерживании металлов.

Нами предложена система показателей экологического состояния почв, основанная на групповом составе соединений металлов.

1. Показатель подвижности (Кп), рассчитываемый по формуле

$$Кп = НС/ПС, \quad (1)$$

где НС и ПС – группы непрочно и прочно связанных соединений. Кп может использоваться в качестве критерия степени загрязненности почв и возможной транслокации металлов в растения. Кп зависит от уровня антропогенной нагрузки, природы металлов и свойств почвы (Минкина и др., 2008).

2. Коэффициент накопления по непрочно связанным соединениям (КНнс):

$$КНнс = Сраст/НС, \quad (2)$$

где Сраст – концентрация металла в растениях, мг/кг; НС – группа непрочно связанных соединений, мг/кг.

Данный показатель основан на формуле Р. Р. Брукса (1996): $КН = Сраст/Сподв$, где Сподв – содержание обменных форм металла в почве, мг/кг. Расчет КНнс является более объективным, поскольку нашими исследованиями установлена тесная связь между содержанием металлов в растениях и количеством всех их подвижных соединений в почве ($r = 0.68 \pm 0.26 - 0.87 \pm 0.17$). КНнс можно использовать в качестве количественной меры защитной функции системы почва – растение, так как, с одной стороны, он характеризует изменения подвижности металлов в почве, а с другой – отклик на это растений.

3. Коэффициент защитных свойств почв (КЗнс):

$$КЗнс = 100 - НС/Собщ \times 100\%, \quad (3)$$

где Собщ – общее содержание металла в почве, мг/кг.

Показатель КЗ разработан А. И. Карпухиным и Н. Н. Бушуевым (2007) для установления защитных возможностей почв по отношению к ТМ, где вместо НС использовались кислоторастворимые соединения. Однако кислоторастворимые соединения металлов состоят из обменных и специфически сорбированных форм и не включают комплексные соединения, доступные растениям.

4. Фактор стабильности (RFпс):

$$RF_{пс} = C_{ост} \times 100\% / ПС, \quad (4)$$

где $C_{ост}$ – концентрация металла в «остаточной» фракции, мг/кг, ПС – группа прочно связанных соединений, мг/кг.

Фактор стабильности (recalcitrant factor), предложенный А. Кноксом (Knox et al., 2000), показывает долю металла в составе кристаллической решетки первичных и вторичных минералов от его общего содержания в почве. Это та часть соединений металла, которая не способна высвобождаться в почвенный раствор в реально обозримое время. RFпс более наглядно отражает изменения металлов в «остаточной» фракции при изменении техногенной нагрузки на почву.

5. Суммарный показатель загрязнения ($Z_{снс}$), зависящий от набора и количества поллютантов:

$$Z_c = \sum K_{снс} - (n-1), \quad (5)$$

где $K_{снс}$ – коэффициент концентрации ряда химических элементов в среде, для которых этот коэффициент > 1 , n – число учитываемых химических элементов с $K_{снс} > 1$. Расчет коэффициента концентрации ($K_{снс}$) следующий:

$$K_{снс} = НС / НС_{фон}, \quad (6)$$

где $НС_{фон}$ – содержание непрочно связанных соединений элемента в почве, принятой за фоновый аналог загрязненной почвы.

Выявленная взаимосвязь между аккумуляцией металлов в растениях и их подвижностью в почвах явилась основанием для того, чтобы модифицировать суммарный индекс загрязнения почв, предложенный Ю. Е. Саеом (Геохимия..., 1990), а именно коэффициент концентрации элемента в почве предложено находить не по общему содержанию элемента в почве, а по содержанию НС.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Предлагаемые способы оценки состояния ТМ в почве могут служить важным критерием индикации степени загрязненности почв и возможной миграции металлов в сопредельные среды.

Техногенный прессинг на почву ослабляет ее защитные возможности по отношению к загрязняющим веществам. Это находит отражение в предложенных показателях: в условиях аэротехногенного загрязнения увеличивается показатель K_p , а коэффициенты $K_{Знс}$, $K_{Ннс}$ и $RF_{пс}$ снижаются (Минкина и др., 2011).

Загрязнение чернозёма обыкновенного в условиях полевого опыта ацетатом цинка привело к увеличению показателя K_p и снижению $K_{Знс}$, $K_{Ннс}$ и $RF_{пс}$ (таблица). Обратная закономерность в изменении данных показателей установлена при внесении мелиорантов, способствовавших прочному закреплению металла в почве.

ПОКАЗАТЕЛИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПОЧВ

Таким образом, разработанная система показателей экологического состояния почв, подвергающихся техногенному воздействию, основанная на групповом составе соединений металлов, позволяет объективно оценить степень загрязнения почв и защитные возможности системы почва – растения.

Показатели экологического состояния почв
модельного эксперимента, основанные
на групповом составе соединений цинка в почвах

Варианты	Кп	КЗнс, %	RFпс, %
Без внесения	0.1	87	89
Цинк (10000 мг/кг)	6.1	14	22
Цинк + 25 т/га СаСО ₃	0.7	59	54
Цинк + 20 т/га глауконита	0.9	53	60

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 12-05-33078_мол_а_вед).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Брукс Р. Р. Биологические методы поисков полезных ископаемых / пер. с англ. М. : Недра, 1996. 201 с.

Геохимия окружающей среды. М. : Недра, 1990. 335 с.

Карпущин А. И., Бушуев Н. Н. Влияние применения удобрений на содержание тяжелых металлов в почвах длительных полевых опытов // *Агрохимия*. 2007. № 5. С. 76 – 84.

Минкина Т. М., Мотузова Г. В., Назаренко О. Г., Крыщенко В. С., Манджиева С. С. Комбинированный прием фракционирования почвенных соединений металлов и его информативность // *Почвоведение*. 2008. № 11. С. 40 – 49.

Минкина Т. М., Назаренко О. Г., Мотузова Г. В., Манджиева С. С., Бурачевская М. В. Групповой состав соединений тяжелых металлов в почвах агроценозов, загрязненных аэрозольными выбросами Новочеркасской ГРЭС // *Агрохимия*. 2011. № 6. С. 68 – 77.

Knox A. S., Seaman J., Adriano D. C., Pierzynski G. Chemophytostabilization of metals in contaminated soils // *Bioremediation of contaminated soil* / eds. D. L. Wise, D. J. Trantolo, E. J. Cichon, H. I. Inyang, U. Stottmeister. New York ; Basel : Marcel Dekker Inc., 2000. P. 811 – 836.

УДК 574.583:57.087

ДИАГНОСТИКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОД БАССЕЙНА НИЖНЕЙ ВОЛГИ ПО ПОКАЗАТЕЛЯМ РАЗМЕРНОЙ СТРУКТУРЫ ФИТОПЛАНКТОНА

Д. В. Рисник, Е. С. Милько

*Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова
Россия, 119991, Москва, Ленинские горы, 1, стр. 12
E-mail: biant3@mail.ru*

Поступила в редакцию 07.05.13 г.

Диагностика экологического состояния вод бассейна Нижней Волги по показателям размерной структуры фитопланктона. – Рисник Д. В., Милько Е. С. – Статья посвящена методическим особенностям использования показателей размерной структуры фитопланктонных сообществ в целях биоиндикации, диагностики и нормирования состояния экосистем. Рассчитаны границы, разделяющие «благополучные» и «неблагополучные» значения исследуемых показателей. Неблагоприятные факторы упорядочены по вкладу в неблагополучие экосистем.

Ключевые слова: фитопланктон, размерная структура, биоиндикация, диагностика, нормирование.

Ecological status diagnostics of the Lower Volga basin waters by means of phytoplankton dimensional structure indices. – Risnik D. V. and Milko E. S. – The paper is devoted to methodical peculiarities of the usage of the size structure of phytoplankton communities as bioindicators to diagnose and evaluate ecosystems. The boundaries separating the «fair» and «dysfunctional» values of these indices have been calculated. Adverse factors were arranged according to their contribution to the trouble of ecosystems.

Key words: phytoplankton, dimensional structure, bioindication, diagnostics, evaluation.

ВВЕДЕНИЕ

В последние годы антропогенная нагрузка на природные экосистемы (в частности, водные) постепенно возрастает. В природных условиях на организмы одновременно влияет множество факторов, в отличие от единственного – при определении предельно допустимых концентраций (ПДК), устанавливаемых в лаборатории. На организмы действуют также физические и биологические виды загрязнения. Таким образом, распространение ПДК на природные экосистемы всей территории страны не всегда оправдано, и для целей оценки состояния экосистем наиболее обоснованным подходом является биоиндикация (Федоров, 1979; Абакумов, Сушеня, 1991; Максимов, 1991; Левич и др., 2004).

В настоящее время широкое развитие получили инструментальные методы оценки численностей и размеров клеток, флуоресценции фитопланктона, однако методическая база для использования полученных данных в биоиндикации недостаточно проработана.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Исходные данные. Для апробации методов были использованы данные государственного мониторинга поверхностных вод России по численности фитопланктона и физико-химическим факторам на створах Нижней Волги за 1979 – 2009 гг. Данные получены из информационно-аналитической системы «Экологический контроль природной среды по данным биологического и физико-химического мониторинга» (2009).

Методы описания размерной структуры. Были испытаны следующие показатели размерной структуры (ПРС):

1) средний размер клеток в пробе: $\bar{m} = b/n$, где b и n – соответственно суммарные биомасса и численность фитопланктона в данном наблюдении;

2) показатели, характеризующие соотношения размерных классов (крупных, средних, мелких видов) в пробе; классы выделяли согласно: равнонаполненности классов по численности, равнонаполненности по биомассе, равным отрезкам на логарифмической шкале размеров клеток, границам размеров клеток некоторых таксономических групп, равнонаполненности классов по численности с равным учетом вклада каждой пробы в конечные значения границ размерных классов.

Предложен метод преобразования численностей или биомасс размерных классов в показатели размерной структуры. Показатели рассчитаны как тангенсы углов наклона прямых, аппроксимирующих зависимости численности и биомассы размерных классов от их порядкового номера (преобразованные в диапазон от 0 до 1).

Формула расчета показателей размерной структуры, характеризующих соотношения размерных классов в пробе в общем виде, имеет вид:

$$S_l = \frac{(k-1) \times l_k + (k-2) \times l_{kc} + \dots + (k-k) \times l_m}{(k-1)(l_k + l_{kc} + \dots + l_m)}$$

где k – общее число размерных классов, l_k , l_{kc} , l_m – соответственно либо относительные численности классов крупных, средних более крупных и мелких клеток, либо их относительные биомассы.

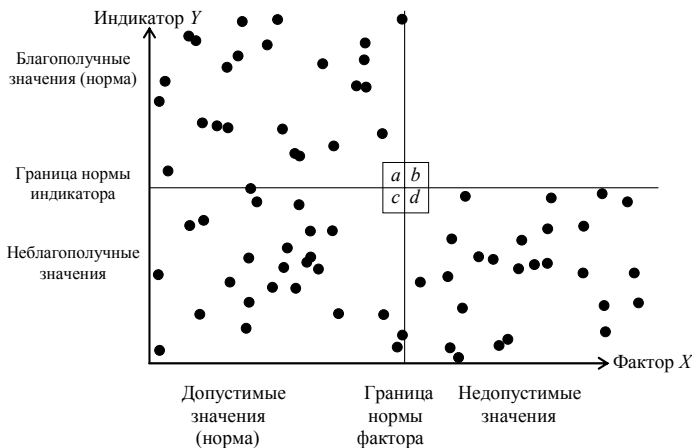
Методы выявления влияния на индикаторы факторов, не связанных с экологическим благополучием экосистем. Для удобства анализа среди факторов среды, которые потенциально могут влиять на биоиндикаторы, можно выделить «активные» факторы, которые связаны с качеством среды, например, химические вещества, температура, гидрологический режим, и «пассивные» факторы, такие как географическое положение или горизонт станции отбора проб, сезон года – не связанные с качеством среды.

По отношению к пассивным факторам все наблюдения должны быть разделены на несколько групп, причем каждая группа включает наблюдения, однородные по отношению к действию пассивного фактора, например, весенние, летние и осенние наблюдения или пробы, отобранные с определенного горизонта. Если средние значения индикатора в группах статистически значимо различны, то влияние на индикатор качества среды (активных факторов) следует исследовать отдельно внутри каждой выделенной группы.

Для применения дисперсионного анализа следует определить, подчиняются ли исследуемые распределения нормальному закону (для используемых данных не подчиняются). Если распределения не подчиняются нормальному закону, для сравнения групп однородности следует использовать непараметрические методы статистического анализа, например, U -параметр Манна – Уитни.

Метод расчета границ локальных экологических норм (ЛЭН). Метод ЛЭН (Левич и др., 2011, 2012) предполагает выделение нескольких качественных классов переменных. Для биологического индикатора в простейшем случае это классы «благополучных» и «неблагополучных» значений, указывающих соответственно на экологическое благополучие или неблагополучие биоты, для фактора – это классы «допустимых» и «недопустимых» значений. Метод включает одновременный поиск двух границ: 1) границы, разделяющей «благополучные» и «неблагополучные» значения индикатора, 2) границы, разделяющей «допустимые» и «недопустимые» значения фактора. Эти границы названы границами нормы, соответственно индикатора и фактора, и задают искомые границы классов качества среды.

Обоснование метода удобно проиллюстрировать на рисунке.



Качественные классы значений индикатора и фактора в случае совокупного влияния на индикатор множества факторов среды

Рассмотрим случай, когда для индикатора Y благополучны высокие значения, а для фактора X допустимы низкие. Если биологический показатель действительно является индикатором, отражающим воздействие исследуемого фактора, то «благополучные» значения биоиндикатора не должны соответствовать «недопустимым» значениям фактора. Соответственно область на графике зависимости биоиндикатора от фактора (область « b » на рисунке), отвечающая за «благополучные» значения биоиндикатора при «недопустимых» значениях фактора, должна быть пуста. Если на биоиндикатор влияет только один фактор, то область «неблагополучных» значений индикатора при «допустимых» значениях фактора (область « c » на рисунке), также пуста. Однако в случае одновременного влияния на биоиндикатор множества факторов среды (что и происходит в природных экосистемах в отличие от лабораторных экспериментов) область « c » может содержать наблюдения с неблагоприятными значениями индикатора из-за недопустимых значений факторов, отличных от исследуемого. Указанные особенности влекут для натуральных данных необходимость поиска такой

ДИАГНОСТИКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОД

взаимосвязи между индикаторами и факторами, которая соответствует «пустоте» единственной области «*b*» на графике зависимости индикатора от фактора (см. рисунок) или в таблице сопряженности. Таким требованиям в детерминационном анализе удовлетворяет только критерий Чеснокова.

В ряде предшествующих работ (Левич и др., 2004, 2009, 2011) для анализа взаимосвязи между биоиндикаторами и факторами в рамках метода расчета границ локальных экологических норм (метода ЛЭН) был использован критерий точности Чеснокова (Чесноков, 1982). Однако с целью учета вклада в установленную связь собственных распределений характеристик в работе был использован критерий существенности.

Существенность характеризует приращение доли правильных предсказаний одной характеристики, полученное за счет использования информации о значении другой (Миркин, 1980). Существенность индикатора, характеризующая степень «пустоты» области «*b*» в сравнении с областью «*a*», рассчитана по формуле

$$C_{\text{инд}} = \frac{n_a}{n_a + n_b} - \frac{n_a + n_c}{N}.$$

Существенность фактора, характеризующая степень «пустоты» области «*b*» в сравнении с областью «*d*», рассчитана по формуле

$$C_{\text{факт}} = \frac{n_d}{n_d + n_b} - \frac{n_d + n_c}{N}.$$

Результирующую существенность, характеризующую «пустоту» области «*b*» в сравнении с областями «*a*» и «*d*», можно описать коэффициентом

$$C = \sqrt{C_{\text{инд}} C_{\text{факт}}}.$$

Метод ЛЭН позволяет производить поиск двух границ нормы фактора, когда к неблагоприятию биоиндикатора приводят как «низкие», так и «высокие» значения фактора, допустимыми же являются «средние» значения фактора. В связи с этим для анализа данных производили поиск нижней границы нормы индикатора совместно с верхней, нижней или обеими границами нормы фактора.

Для учета вклада каждого из исследуемых факторов в степень экологического неблагоприятия использован критерий полноты фактора $\Pi = \frac{n_d}{N^-}$, где n_d – число наблюдений в области «*d*», N^- – число наблюдений, неблагоприятных по индикатору (при любых значениях всех факторов).

Критерий достаточности наблюдений за факторами для какого-либо индикатора определяет долю наблюдений с недопустимыми значениями хотя бы по одному фактору среди всех неблагоприятных по индикатору наблюдений. Этот критерий отражает достаточность программ мониторинга.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Для расчета показателей размерной структуры составлена сводная таблица размеров клеток фитопланктона, включающая размеры 694 видов, встречавшихся в бассейне р. Волги. Размеры клеток видов были получены из следующих источников:

1) базы данных биологического мониторинга Росгидромета; 2) размеры клеток фитопланктона в рыбоводных прудах дельты р. Волги (Левич и др., 1996); 3) размеры, определенные В. Г. Девяткиным по линейным параметрам клеток видов Рыбинского водохранилища (частное сообщение); 4) размеры, определенные Ф. Б. Шкундиной по линейным параметрам клеток видов р. Белая (частное сообщение); 5) объемы клеток и размерные классы видов фитопланктона Балтийского моря, составленная специалистами из стран Балтийского бассейна (Olenina et al., 2006); 6) финская база данных о размерах видов фитопланктона Балтийского моря (Kasviplanktonrekisterin lajitiedot, 2005); 7) база размеров клеток фитопланктона Чёрного моря (Mikaelyan et al., 2008); 8) размеры клеток фитопланктона в пробах, взятых в рамках программы U.S. Geological Survey National Water-Quality Assessment (2001); 9) определители пресноводных водорослей СССР (12 выпусков, изданных в 1951 – 1986 гг.).

Анализ роли факторов, не влияющих на экологическое благополучие экосистем, и погрешностей измерений. Выделены пять групп биологических сезонов, однородных по отношению к влиянию на индикаторы сезонных характеристик. Результаты анализа влияния погрешностей отбора и обработки проб в выделенных сезонных группах позволили оставить для анализа все сезонные группы с различающимися показателями размерной структуры в каждой группе (отбор производили, сравнивая доверительные интервалы значений исследуемого показателя в сезонной группе с доверительным интервалом погрешности отбора и обработки проб этого показателя): 1) в группе «май – август» отобран показатель «средняя масса клетки»; 2) в группе «сентябрь – ноябрь» – показатель «средняя масса клетки», показатель S_n (2 класса согласно равнонаполненности по численности), показатель S_n (3 класса согласно равнонаполненности по численности), аналогичные показатели с равным учетом вклада каждой пробы; 3) в группе «май – июнь» – показатель «средняя масса клетки», показатель S_n (3 класса согласно равнонаполненности по численности с равным учетом вклада каждой пробы); 4) в группе «июль – ноябрь» – показатель S_n (2 класса согласно равнонаполненности по численности с равным учетом вклада каждой пробы) и показатель S_n (3 класса согласно равнонаполненности по численности); 5) в группе «июль – август» – показатель S_n (2 класса согласно равнонаполненности по численности) и показатель S_n (3 класса согласно равнонаполненности по численности с равным учетом вклада каждой пробы).

Все показатели размерной структуры, характеризующие соотношения биомасс размерных классов в пробе, были исключены из анализа по критерию высоких погрешностей отбора и обработки проб.

Результаты поиска границ норм факторов и индикаторов. В каждой сезонной группе проведен поиск границ экологических норм и выбран показатель, наиболее полно отражающий причины неблагополучия. Так, для сезонных групп с мая по август и с сентября по ноябрь был выбран средний объем клетки. Пример полученных результатов для сезонной группы с сентября по ноябрь и показателя «средний объем клетки» приведен в таблице.

Стоит отметить, что были найдены границы для факторов нехимической природы (цветности, прозрачности), не нормируемые по ПДК. Для содержания растворенного кислорода в водах дельты р. Волги, кроме нижней границы (для которой

ДИАГНОСТИКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОД

существуют различающиеся по сезонам рыбохозяйственные нормативы), обнаружена верхняя граница нормы 10.9 мг/л. Этот же эффект ранее был выявлен для вод в бассейне р. Дон (Левич и др., 2009).

Границы нормы индикатора (средний объем клетки) и факторов, значимых по критерию χ^2 при уровне значимости $\alpha = 0.05$ и существенных для неблагополучия этого биоиндикатора, в сезон с сентября по ноябрь; факторы упорядочены по полноте их вклада в неблагополучие экосистем

Фактор	Верхняя граница нормы фактора (в скобках – нижняя граница)	Полнота фактора	Верхняя граница нормы индикатора (в скобках – нижняя граница)	Достаточность по индикатору
Цветность по Pt-Co шкале, град.	(25)	0.58	0.52±0.04 (0.27±0.03)	0.95
Прозрачность, м	(1.9)	0.50		
Сумма ионов, мг/л	(278)	0.46		
Азот нитратный, мг/л	0.43 (0.20)	0.40		
pH	8.1	0.39		
Азот нитритный, мг/л	(0.004)	0.38		
БПК ₅	(1.68)	0.37		
Кальций, мг/л	(38.9)	0.36		
Магний, мг/л	(9.7)	0.36		
Азот суммарный минеральный, мг/л	0.45 (0.23)	0.35		
Взвешенные вещества, мг/л	14	0.34		
Нефтепродукты, мг/л	0.21 (0.05)	0.34		
Кремнекислота, мг Si /л	2.4	0.31		
Na+K, мг/л	(16.5)	0.30		
Хлориды, мг/л	37.6	0.30		
Сульфаты, мг/л	(49.1)	0.29		
Медь, мг/л	(0.004)	0.28		
Фосфор фосфатов, мг/л	(0.017)	0.28		
Жесткость, мг-экв/л	(2.74)	0.27		
ХПК, мг/л	43.2 (16.8)	0.23		
Цинк, мг/л	0.017	0.21		
Железо общее, мг/л	0.32 (0.03)	0.20		

Сравнение границ нормы фактора с предельно допустимыми концентрациями (ПДК). По содержанию аммонийного азота, азота нитратов, кальция, магния и хлоридов значения ГНФ жестче ПДК.

Для содержания азота нитритов, взвешенных веществ, железа общего, кобальта, меди, никеля, нефтепродуктов, свинца, фенолов и цинка значения ГНФ мягче ПДК. Возможные причины таких различий состоят в том, что перечисленные факторы взаимодействуют с другими факторами, а также в том, что фитопланктон как биоиндикатор может быть менее чувствителен к исследуемым факторам в сравнении с тест-объектами, используемыми в лаборатории.

Результаты анализа неблагополучия отдельных участков наблюдений в дельте р. Волги. В каждой сезонной группе по индикаторам, наиболее полно отражающим причины неблагополучия, проведен поиск неблагополучных створов дельты р. Волги и установлены причины неблагополучия.

Например, с сентября по ноябрь, исходя из значений среднего объема клеток в пробе, можно говорить о неблагополучии только одного створа – «поселок Подчалык». Неблагополучие на этом створе вызвано преимущественно низким содержанием суммарного минерального азота (менее 0.23 мг/л). Существенный вклад в его неблагополучие вносят также низкая сумма ионов (менее 228 мг/л), низкое содержание азота нитратов (менее 0.20 мг/л) и высокие значения рН (более 8.1). Наиболее благополучны створы «поселок Аксарайский», «село Красный Яр», «поселок ЦКК» и «город Камызяк». Однако даже на этих створах в отдельные годы наблюдаются недопустимо высокое содержание взвешенных веществ (более 14 мг/л) и недопустимо высокие концентрации цинка (более 0.017 мг/л). Наименьший вклад в неблагополучие вносит содержание фосфатов, нитритного азота и железа общего.

Оценка достаточности программы мониторинга. Достаточность мониторинга, оцененная как доля неблагополучия экосистемы, объяснённая хотя бы одним из исследуемых факторов среды, для дельты р. Волги колеблется от 0.70 до 0.97 для разных индикаторов. Это свидетельствует о сравнительной достаточности мониторинга в дельте р. Волги (неполнота обусловлена отсутствием наблюдений за отдельными показателями на некоторых створах).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В заключение отметим несколько особенностей проведенных исследований.

Работа носит методический характер. Главный результат работы – усовершенствованный метод расчета локальных экологических норм (ЛЭН) и рассчитанные границы норм индикаторов и факторов (которые могут играть роль нормативов, аналогичных ПДК, целевых показателей качества вод, границ в классификаторах качества вод, адаптивных фоновых значений факторов).

Ввиду того, что на биоиндикаторы, помимо качества среды, могут влиять факторы, не имеющие отношения к экологическому благополучию (географическое положение, горизонт отбора пробы, сезон года), необходимо установление групп, отражающих влияние таких факторов на индикаторы, и установление границ норм в каждой такой группе.

Метод расчета ЛЭН апробирован в целях выявления существенных для экологического неблагополучия факторов среды, расчета границ нормы для биоиндикаторов и физико-химических факторов, определения вклада факторов в степень экологического неблагополучия и оценки полноты программ наблюдения за этими факторами. Метод ЛЭН решает указанные задачи по объективным критериям, основываясь только на исходных данных совместных измерений значений индикаторов и факторов, не требуя от распределения наблюдений подчинения какому-либо закону распределения, решая проблему совокупного влияния на индикатор в природных условиях всех факторов среды. Преимущество метода ЛЭН перед лабораторными методами биотестирования состоит в том (Левич и др., 2011), что он:

- 1) позволяет рассчитать границы нормы для биологических и физико-химических показателей, локальные как в пространстве, так и во времени;
- 2) учитывает фоновые концентрации веществ без необходимости их измерения;

ДИАГНОСТИКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОД

3) учитывает не изолированные вредные воздействия, а реально сложившиеся в природе их полные комплексы;

4) учитывает многочисленные косвенные эффекты воздействий, совокупное влияние которых может быть более сильным, нежели прямое;

5) позволяет рассчитать границы нормы не только для загрязняющих веществ, но и для факторов нехимической природы, например, для тепловых, радиационных, гидрологических и др.;

6) позволяет рассчитать как верхние, так и нижние границы нормы для факторов;

7) позволяет рассчитать границы, дифференцированные для природных объектов различного целевого назначения и для различных требований к качеству среды;

8) позволяет уточнять значения найденных границ нормы по мере накапливания новых данных.

Однако метод ЛЭН работоспособен только при наличии достаточного набора данных как биологических, так и физико-химических наблюдений (достаточность понимается как необходимость исключить случайные и недостоверные конфигурации данных). Если данные мониторинга отсутствуют, то применение лабораторных нормативов ПДК оправдано. Нормативы ПДК играют упреждающую роль: испытание вновь появляющихся веществ в лаборатории возможно задолго до накопления необходимых данных в природе. Малое по сравнению с количеством установленных ПДК число возможных ЛЭН связано не с ограничениями метода, а с ограниченностью программ мониторинга. Востребованность новых ЛЭН может служить стимулом расширения программ мониторинга.

Авторы глубоко признательны И. Г. Радченко, Л. В. Ильяш, Ф. Б. Шкундиной, В. Г. Девяткину, В. А. Абакумову за предоставленные данные по размерам видов, а также своим коллегам В. А. Курочкиной и Е. И. Комаровской за помощь в поисках размеров видов по различным источникам.

Работа выполнена при частичной финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проекты № 11-04-00915 а, 13-04-01027 а).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Абакумов В. А., Суцены Л. М. Гидробиологический мониторинг пресноводных экосистем и пути его совершенствования // Экологические модификации и критерии экологического нормирования : тр. Междунар. симп. Л. : Гидрометеоиздат, 1991. С. 41 – 51.

Информационно-аналитическая система «Экологический контроль природной среды по данным биологического и физико-химического мониторинга» / Моск. гос. ун-т им. М. В. Ломоносова. М., 2009. URL: <http://ecograde.bio.msu.ru> (дата обращения: 15.09.2012).

Левич А. П., Булгаков Н. Г., Замолодчиков Д. Г. Оптимизация структуры кормовых фитопланктонных сообществ / под ред. В. Н. Максимова. М. : Т-во науч. изд. КМК. 1996. 136 с.

Левич А. П., Булгаков Н. Г., Максимов В. Н. Теоретические и методические основы технологии регионального контроля природной среды по данным экологического мониторинга. М. : НИИ-Природа, 2004. 271 с.

Левич А. П., Забурдаева Е. А., Максимов В. Н., Булгаков Н. Г., Мамихин С. В. Поиск целевых показателей качества для биоиндикаторов экологического состояния и факторов окружающей среды (на примере водных объектов р. Дон) // Водные ресурсы. 2009. Т. 36, № 6. С. 730 – 742.

Левич А. П., Булгаков Н. Г., Максимов В. Н., Рисник Д. В. «In situ» – технология установления локальных экологических норм // Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов. М. : Т-во науч. изд. КМК, 2011. С. 32 – 57.

Левич А. П., Булгаков Н. Г., Рисник Д. В., Максимов В. Н. Метод установления локальных экологических норм для обоснования границ классов и классификатора качества вод // Вода и водные ресурсы : системообразующие функции в природе и экономике : сб. науч. тр. Новочеркасск : Изд-во Юж.-Рос. гос. техн. ун-та, 2012. С. 246 – 251.

Максимов В. Н. Проблемы комплексной оценки качества природных вод (экологические аспекты) // Гидробиол. журн. 1991. Т. 27, № 3. С. 8 – 13.

Миркин Б. Г. Анализ качественных признаков и структур. М. : Статистика, 1980. 319 с.

Определитель пресноводных водорослей СССР / под ред. М. М. Голлербаха. М. : Сов. наука, 1951. Вып. 1. 200 с.; 1953. Вып. 2. 653 с.; 1954. Вып. 3. 188 с.; 1951. Вып. 4. 621 с.; 1962. Вып. 5. 272 с.; 1954. Вып. 6. 213 с.; 1955. Вып. 7. 283 с.; 1957. Вып. 8. 231 с.; 1986. Вып. 10 (1). 360 с.; 1982. Вып. 11 (2). 621 с.; 1980. Вып. 13. 248 с.; 1983. Вып. 14. 190 с.

Федоров В. Д. О методах изучения фитопланктона и его активности. М. : Изд-во Моск. ун-та, 1979. 165 с.

Чесноков С. В. Детерминационный анализ социально-экономических данных. М. : Наука, 1982. 168 с.

Mikaelyan A. S., Senichkina L. G., Pautova L. A., Georgieva L. V., Dyakonov V. Cell volumes of phytoplankton of the Black Sea // Black Sea Phytoplankton checklist. Sevastopol, 2008. URL: <http://phyto.bss.ibss.org.ua/wiki/images/8/89/VOL.xls> (дата обращения: 15.09.2012).

Olenina I., Hajdu S., Edler L., Andersson A., Wasmund N., Busch S., Göbel J., Gromisz S., Huseby S., Huttunen M., Jaanus A., Kokkonen P., Ledaine I., Niemkiewicz E. Biovolumes and size-classes of phytoplankton in the Baltic Sea // Baltic Sea Environment Proc. 2006. № 106. 144 p.

Kasviplanktonrekisterin lajitiedot // The Finnish Environment Institute SYKE. Helsinki, 2005. URL: <http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7B7D644129-92AD-49CC-9EF7-969567ECFAF3%7D/29665> (дата обращения: 15.09.2012).

U. S. Geological Survey National Water-Quality Assessment. 2001. URL: http://diatom.acnat-sci.org/autecology/uploads/%7B443C03CA-FE56-40BF-B6D8-26243E2DE83F%7D_Biovolume Metrics.txt (дата обращения: 15.09.2012).

УДК 582.671:581.5

**ВЛИЯНИЕ КСЕНОБИОТИКОВ НА ПОЛИФЕНОЛОКСИДАЗНУЮ
И АСКОРБИНАТОКСИДАЗНУЮ АКТИВНОСТЬ
В ТКАНЯХ ВОДНОГО ПОГРУЖЁННОГО РАСТЕНИЯ
*CERATOPHYLLUM DEMERSUM***

С. А. Розина, О. Н. Макурина, А. С. Гончарук

*Самарский государственный университет
Россия, 443011, Самара, Ак. Павлова, 1
E-mail: makurina.on@mail.ru*

Поступила в редакцию 07.05.13 г.

Влияние ксенобиотиков на полифенолоксидазную и аскорбинатооксидазную активность в тканях водного погружённого растения *Ceratophyllum demersum*. – Розина С. А., Макурина О. Н., Гончарук А. С. – Рассматривается влияние сочетанного действия ионов тяжёлого металла (Pb^{2+}) и катионных синтетических поверхностно-активных веществ на полифенолоксидазную и аскорбинатооксидазную активность в тканях *Ceratophyllum demersum*.

Ключевые слова: полифенолоксидаза, аскорбинатооксидаза, ионы тяжёлых металлов, поверхностно-активные вещества, *Ceratophyllum demersum*.

Xenobiotic effects on polyphenoloxidase and ascorbate oxidase activities in the water-submerged plant *Ceratophyllum demersum*. – Rozina S. A., Makurina O. N., and Goncharuk A. S. – The paper considers the combined effects of heavy metal ions (Pb^{2+}) and synthetic cationic surfactants on polyphenoloxidase and ascorbate oxidase activities in the water-submerged plant *Ceratophyllum demersum*.

Key words: polyphenoloxidase, ascorbate oxidase, heavy metal ions, cationic surfactant combination, *Ceratophyllum demersum*.

ВВЕДЕНИЕ

Количества химических элементов, поступающих в окружающую среду в результате техногенеза, в ряде случаев значительно превосходят уровень их естественного поступления. Включаясь в природные циклы миграции, антропогенные потоки приводят к быстрому распространению загрязняющих веществ в природных компонентах городского ландшафта. Объемы ксенобиотиков – чужеродных для живых организмов химических веществ, не входящих в естественный круговорот, ежегодно возрастают и наносят ущерб природной среде, подрывают существующее экологическое равновесие (Трахтенберг, 1994). К наиболее распространённым ксенобиотикам относят тяжёлые металлы (ТМ) – химические элементы, имеющие плотность более 5 г/см^3 и атомную массу свыше 40 Да, обладающие свойствами металлов (Кузнецов, Дмитриева, 2006). В международных документах по проблемам загрязнения окружающей среды более 10 тяжелых металлов признаны опасными для живых организмов, а самыми токсичными из них являются ртуть, свинец и кадмий (Титов и др., 2007). Соединения свинца являются наиболее распространёнными поллютантами, поступающими в окружающую среду с выхлоп-

ными газами и отходами различных производств, ПДК свинца для пресноводных водоёмов составляет 0.006 мг/л (Филенко, Михеева, 2007).

Другая разновидность ксенобиотиков – поверхностно-активные вещества (ПАВ) – широко применяются в промышленности и содержатся во многих средствах бытовой химии, их производство ежегодно увеличивается. Только немногие ПАВ считаются безопасными (алкилполиглюкозиды), так как продуктами их деградации являются углеводы. Действие ПАВ зависит от заряда молекул. Катионные ПАВ проявляют большую цитотоксичность, чем анионные (Эрнандес и др., 2008). Токсическое действие ПАВ на клетку может проявляться по-разному: изменение физико-химических свойств воды, снижение содержания кислорода, повышение трофности (Филенко, Михеева, 2007).

Таким образом, ПАВ и ионы тяжёлых металлов – два наиболее распространённых поллютанта окружающей среды, актуально изучение их сочетанного действия. В работах наших соотечественников изучено действие катионных и анионных СПАВ в сочетании с ионами меди и кадмия на биохимические показатели высшего водного растения *Egeria densa* (Мурзин и др., 2010), влияние ионов меди, кадмия и цинка на эколого-физиологические и биохимические показатели высшего водного растения *Hydrilla verticillata* (Розенцвет и др., 2011). В работах зарубежных учёных (Paczkowska et al., 2007; John et al., 2008) было исследовано влияние ионов свинца и кадмия в концентрациях от 10 до 40 мг/л на морфометрические показатели *Lemna polyrrhiza* L. и *Lemna minor* L. Данные значения были применены и в настоящей работе для возможности сравнения результатов исследования.

Объектом исследования был выбран пресноводный макрофит с широким ареалом обитания *Ceratophyllum demersum*, факторы воздействия – сочетание широкодоступного катионного СПАВ (ополаскиватель «Дося») и ионов свинца, одного из самых широко распространённых поллютантов среди ТМ. Являясь растением-концентратором (Keskinan et al., 2004; Mishra et al., 2006), *C. demersum* перспективен в доочистке сточных вод: растение не укрепляется в грунте, быстро растёт и развивается при диапазоне температур от 12 до 30°C. Поэтому длительность инкубации в настоящей работе составляет трое суток – время, удобное при применении *C. demersum* для доочистки сточных вод.

Настоящая работа направлена на изучение аскорбинатоксидазной и полифенолоксидазной активности в условиях воздействия сочетания ионов свинца и катионных СПАВ с последующей реабилитацией. Медьсодержащая аскорбинатоксидаза (АО) способствует ликвидации активных форм кислорода и участвует в защитных реакциях организма растения в борьбе с окислительным стрессом. АО участвует в расщеплении перекиси водорода, используя в качестве донора электронов аскорбиновую кислоту. Медьсодержащая полифенолоксидаза (ПФО) участвует в дыхании растений (Чупахина, 2000). Ионы ТМ вызывают окислительный стресс, а катионные СПАВ создают условия гипоксии, эффект сочетанного действия можно будет оценить по морфометрическим показателям, АО активность будет косвенно отражать уровень окислительного стресса, а ПФО активность – уровень гипоксии.

ВЛИЯНИЕ КСЕНОБИОТИКОВ НА ПОЛИФЕНОЛОКСИДАЗНУЮ

Целью данной работы стало сравнительное изучение ПФО и АО активности водного погружённого растения *C. demersum* при сочетанном воздействии катионного СПАВ (в составе ополаскивателя для белья «Dosia», 1%-ный водный раствор) и ионов свинца (100 мкМоль ацетата свинца) с последующей реабилитацией.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Объектом исследования был выбран пресноводный макрофит роголистник погружённый (*Ceratophyllum demersum* L.) (Жизнь растений, 1980).

Эксперимент проводился в лабораторных условиях при одинаковой интенсивности и регулярности светового потока, а также при постоянной температуре (20°C). Для этого в опыте была использована комбинация люминесцентных ламп и установлен постоянный период освещения, равный 18 ч.

В ходе эксперимента растения были разделены на 2 группы, различающиеся средой выращивания. Контрольная группа растений находилась в среде отфильтрованной водопроводной воды, опытная инкубировалась в присутствии 1%-ного катионного СПАВ и водного раствора $Pb(CH_3COO)_2$ с концентрацией 100 мкМ/л. Непосредственно перед началом исследований фрагменты растений длиной до 50 мм, считая от точки роста, помещали в стеклянные ёмкости объемом 1 дм³.

Продолжительность воздействия поллютантов составила 3 суток. По истечении указанного периода экспозиции часть растений из каждой группы отбирали на исследования, а часть переносили в чистую отфильтрованную воду для реабилитации (длительностью 5 суток). После реабилитации также проводили измерения биохимических показателей.

Активность аскорбинатоксидазы определяли по методу, предложенному Д. К. Асаповым, С. Т. Рахимовой, основанному на свойстве аскорбиновой кислоты поглощать свет с максимумом при длине волны 265 нм. Об активности фермента судили по уменьшению величины оптической плотности, учитывая, что степень окисления аскорбиновой кислоты пропорциональна количеству фермента (Ермаков и др., 1987). Активность полифенолоксидазы определяли спектрофотометрическим методом, который основан на измерении оптической плотности продуктов реакции, образовавшихся при окислении пирокатехина за определённый промежуток времени (Ермаков и др., 1987). Статистическую обработку данных (среднее значение, стандартное отклонение) проводили с использованием стандартных статистических методов и компьютерных программ.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

После трёх дней инкубации *C. demersum* в среде с сочетанием поллютантов наблюдались признаки хлороза, произошла фрагментация растения на небольшие участки стебля с мутовками листьев. Следует отметить, что при воздействии только ионов свинца наблюдались признаки хлороза (Макурина и др., 2012), а при воздействии только катионных СПАВ были необратимые повреждения – полная фрагментация растения (Розина и др., 2012). Таким образом, сочетанное действие поллютантов привело к комплексу нарушений морфометрических показателей, включающему признаки токсического действия ионов свинца и катионных СПАВ.

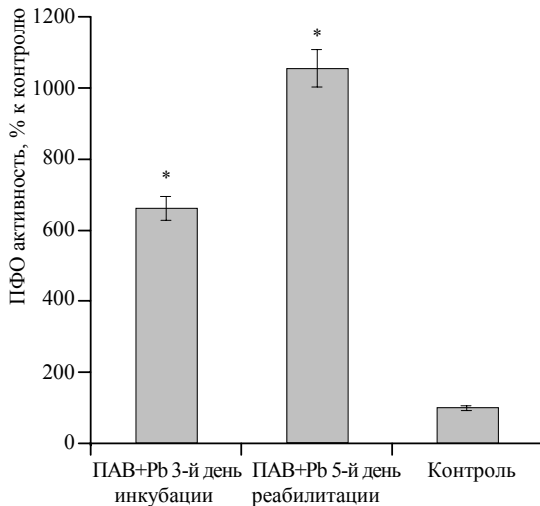


Рис. 1. Динамика ПФО активности под влиянием сочетанного действия 100 мкМоль ионов свинца и 1% катионных СПАВ в тканях *Ceratophyllum demersum* (в % к контролю, контроль принят за 100%); * – степень достоверности $p < 0.001$

что воздействие ионов свинца приводит к снижению ПФО и АО активности (Макурина и др., 2012), а влияние катионных СПАВ – к резкому возрастанию ферментативной активности (Розина и др., 2012). Можно сделать вывод, что при сочетанном действии токсикантов ведущая роль отводится катионным СПАВ.

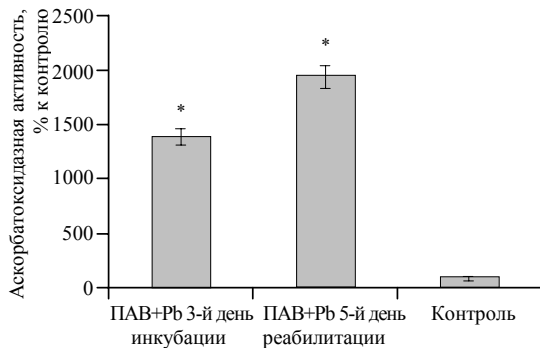


Рис. 2. Динамика АО активности под влиянием сочетанного действия 100 мкМоль ионов свинца и 1% катионных СПАВ в тканях *Ceratophyllum demersum* (в % к контролю, контроль принят за 100%); * – степень достоверности $p < 0.001$

занный белок, дезактивирующий свободные радикалы и особенно синглетный кислород, потому вероятной причиной повышения её активности было высвобождение

Важно отметить, что фрагментация на части стебля с листьями для *C. demersum* не является негативным последствием, так как растение успешно размножается делением стебля на части.

Сочетанное действие поллютантов привело к многократному возрастанию ПФО и АО активности. На третьи сутки инкубации ПФО активность возросла в 6.6 раз, АО активность – в 14 раз, после периода реабилитации ПФО активность возросла в 10 раз, АО активность – в 20 раз (рис. 1, 2). Сходные результаты – многократное повышение АО и ПФО активности при воздействии катионных СПАВ – были получены в работах И. Р. Мурзина на *Egeria densa* (Мурзин, 2010, 2011). Ранее было установлено, что воздействие ионов свинца приводит к снижению ПФО и АО активности (Макурина и др., 2012), а влияние катионных СПАВ – к резкому возрастанию ферментативной активности (Розина и др., 2012). Можно сделать вывод, что при сочетанном действии токсикантов ведущая роль отводится катионным СПАВ.

Возможно, многократное повышение активности ПФО – ответ клетки на возросшие потребности в дыхании, так как катионные СПАВ образуют плёнку на стеблях и листьях, препятствуя проникновению кислорода внутрь. Однако высокая ПФО активность сохраняется и после реабилитации, что может косвенно указывать на механическое разрушение целостности тканей и клеток.

Аскорбинатоксидаза представляет собой мембранно-связанный белок, дезактивирующий свободные радикалы и особенно синглетный кислород, потому вероятной причиной повышения её активности было высвобождение

ВЛИЯНИЕ КСЕНОБИОТИКОВ НА ПОЛИФЕНОЛОКСИДАЗНУЮ

дение из мембран после их разрушения и активная работа по устранению свободных радикалов. Однако более высокие значения ферментативной активности сохраняются и после периода реабилитации, что может свидетельствовать о недостаточности пяти суток реабилитации.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Среди эффектов сочетанного действия ксенобиотиков преобладают повреждения, свойственные влиянию катионных СПАВ (фрагментация растения на участки стебля с мутовками листьев, образование плёнки на поверхности воды и на стеблях и листьях). Повышение ПФО активности, вероятно, связано с возросшими потребностями в кислороде из-за образования плёнки катионных ПАВ на поверхности тела растения. Возрастание АО активности происходило, возможно, вследствие разрушения мембранных структур и работы фермента по устранению образовавшихся вследствие этого свободных радикалов. Вероятно, пяти суток реабилитации было недостаточно для полного восстановления *C. demersum*, которое возможно по истечении несколько большего периода.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Ермаков А. И., Арасимович В. В., Ярош Н. П., Перуанский Ю. В., Луковникова Г. А., Иконникова М. И. Методы биохимического исследования растений. Л. : Агропромиздат, 1987. С. 43 – 45.

Жизнь растений : в 6 т. Т. 5, ч. 1. Цветковые растения / под ред. А. Л. Тахтаджяна. М. : Просвещение, 1980. С. 188 – 190.

Кузнецов В. В., Дмитриева Г. А. Физиология растений. М. : Высш. шк., 2006. 742 с.

Макурина О. Н., Розина С. А. Влияние ионов свинца на полифенолоксидазную и аскорбатоксидазную активность в тканях водного погружённого растения *Ceratophyllum demersum* // Теоретические и прикладные проблемы современной науки и образования. Курск : Изд-во Курск. ин-та социального образования, 2012. С. 143 – 147.

Мурзин И. П. Влияние катионных синтетических поверхностно-активных веществ на активность аскорбинатоксидазы в тканях элодеи бразильской (*EGERIA DENSA*) // Социальные и медико-биологические вопросы адаптации : материалы II Междунар. науч.-практ. конф. Курск : Изд-во Курск. ин-та социального образования, 2011. С. 170 – 172.

Мурзин И. П. Особенности влияния различных моющих средств на полифенолоксидазную активность тканей элодеи бразильской (*Egeria densa*) // Физиологические механизмы становления и поддержания функций организма : материалы Междунар. науч.-практ. конф. Сухум : Изд-во Абхазск. гос. ун-та., 2010. С. 220 – 226.

Мурзин И. П., Макурина О. Н., Косицына А. А., Розенцвет О. А. Особенности действия загрязнителей различной химической природы на содержание водорастворимых белков в тканях водного погруженного растения *Egeria densa* // Вестн. Самар. гос. ун-та. Естественно-научная сер. 2010. № 78. С. 191 – 199.

Поверхностно-активные вещества : справочник / под ред. А. А. Абрамзона, Г. М. Гаевого. Л. : Химия. Ленингр. отд-ние, 1979. 376 с.

Розенцвет О. А., Нестеров В. Н., Синюткина Н. Ф. Эколого-физиологические и биохимические аспекты влияния тяжёлых металлов на водное растение *Hydrilla verticillata* // Поволж. экол. журн. 2011. № 2. С. 185 – 192.

Розина С. А., Гончарук А. С., Макурина О. Н. Динамика аскорбатоксидазной активности в тканях водного погружённого растения *Ceratophyllum demersum* под влиянием кати-

онных поверхностно-активных веществ и ионов свинца // Теоретические и прикладные проблемы современной науки и образования. Курск : Изд-во Курск. ин-та социального образования, 2012. С. 134 – 138.

Титов А. Ф., Таланова В. В., Казнина Н. М., Лайдинен Г. Ф. Устойчивость растений к тяжёлым металлам / Ин-т биологии КарНЦ РАН. Петрозаводск : Изд-во Карельск. науч. центра РАН, 2007. 172 с.

Трахтенберг И. М. Тяжелые металлы во внешней среде : современные гигиенические и токсикологические аспекты. Минск : Наука и техника, 1994. 286 с.

Филенко О. Ф., Михеева И. В. Основы водной токсикологии. М. : Колос, 2007. 140 с.

Чупахина Г. Н. Физиологические и биохимические методы анализа растений : практикум. Калининград : Изд-во Калинингр. гос. ун-та, 2000. 59 с.

Эрнандес Э. А., Марголина А. А., Петрухина А. В. Липидный барьер кожи и косметические средства. М. : Косметика и медицина, 2008. 80 с.

John R., Ahmad P., Gadgil K., Sharma S. Effect of cadmium and lead on growth, biochemical parameters and uptake in Lemna polyrrhiza L. // Plant Soul Environ. 2008. Vol. 54, № 6. P. 262 – 270.

Keskinkan O., Goksu M. Z. L., Basibuyuk M., Forster C. F. Heavy metal adsorption properties of a submerged aquatic plant (*Ceratophyllum demersum*) // Bioresource Technology. 2004. Vol. 92. P. 197 – 200.

Mishra S., Srivastava S., Tripathi R. D., Kumar R., Seth C. S., Gupta D. K. Lead detoxification by coontail (*Ceratophyllum demersum* L.) involves induction of phytochelatins and antioxidant system in response to its accumulation // Chemosphere. 2006. Vol. 65. P. 1027 – 1039.

Paczkowska M., Kozłowska M., Golinski P. Oxidative stress enzyme activity in Lemna minor L. exposed to cadmium and lead // Acta Biologica Cracoviensia. Ser. Botanica. 2007. Vol. 49, № 2. P. 33 – 37.

УДК [574.587+543.31](470.314)

**ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМ
МАЛЫХ ЭВТРОФНЫХ ВОДОТОКОВ
УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ
МЕТОДАМИ БИОТЕСТИРОВАНИЯ И БИОИНДИКАЦИИ**

С. М. Чеснокова¹, А. С. Злышко¹, О. В. Савельев¹, Т. А. Трифонова²

¹ *Владимирский государственный университет им. А. Г. и Н. Г. Столетовых
Россия, 600000, Владимир, Горького, 87
E-mail: alex_zlyvko@mail.ru*

² *Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова
Россия, 119991, Москва, Ленинские горы, 1, стр. 12*

Поступила в редакцию 07.05.13 г.

Оценка состояния экосистем малых эвтрофных водотоков урбанизированных территорий методами биотестирования и биоиндикации. – Чеснокова С. М., Злышко А. С., Савельев О. В., Трифонова Т. А. – Представлены результаты оценки токсичности вод методами биотестирования с использованием рачков *Daphnia magna* и биотеста «Эколюм», а также уровня сапробности и трофности экосистем малых рек урбанизированных территорий Владимирской области.

Ключевые слова: малые реки, токсичность, трофность, сапробность, биологические методы.

Ecosystem assessment of small eutrophic watercourses in urbanized areas by biotesting and bioindication methods. – Chesnokova S. M., Zlyvko A. S., Savelyev O. V., and Trifonova T. A. – The results of our evaluation of water toxicity by bioassay methods using the crustaceans *Daphnia magna* and an «Ecolyum» bioassay as well as the trophic level and ecosystem saprobity of small rivers over urbanized areas of the Vladimir region are presented.

Key words: small rivers, toxicity, trophicity, saprobity, biological methods.

ВВЕДЕНИЕ

Водные объекты урбанизированных территорий в настоящее время испытывают наиболее высокие антропогенные нагрузки, так как они служат приемниками сточных вод промышленных и агропромышленных предприятий, коммунального хозяйства, а также ливневых стоков с городских и сельских поселений. Перечисленные стоки загрязнены токсичными для гидробионтов тяжелыми металлами, нефтепродуктами, синтетическими поверхностно-активными веществами, а также соединениями биогенных элементов.

Высокий уровень загрязнения соединениями биогенных элементов приводит к эвтрофированию и перестройке структуры гидробиоценозов водных объектов. Эвтрофирование водных объектов сопровождается бурным развитием сине-зелёных водорослей – продуцентов, токсичных для человека, и многих гидробионтов альготоксинов и накоплением в водных объектах продуктов распада водорослей – аминов, предшественников нитрозосоединений (Сакевич, 1985; Сиренко, Козицкая, 1988; Никаноров и др., 2000).

Цель нашего исследования – интегральная оценка состояния экосистем малых эвтрофных водотоков методами биотестирования и биоиндикации.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Объекты нашего исследования – малые реки Владимирской области (Содышка и Каменка). Содышка протекает по северо-западной окраине г. Владимира. Её длина – 22 км, площадь водосбора – 82,7 км². Основными источниками загрязнения вод реки являются две крупные птицефабрики, ОАО «Владимирский моторно-тракторный завод», МУП «Водоканал», ливневые стоки с коллективных садов, окрестных деревень и жилого массива Октябрьского района г. Владимира.

Река Каменка расположена в Суздальском районе Владимирской области. Длина водотока – 41 км, площадь водосбора – 312 км². В водосборном бассейне расположены многочисленные сельские поселения, сельхозугодия и животноводческие комплексы. Река загрязняется также ливневыми и коммунально-бытовыми стоками г. Суздаля.

Для определения токсичности вод исследованных водотоков нами использовались биотесты «Эколюм» – препарат лиофилизированных люминесцентных бактерий и прибор экологического контроля «Биотокс-10М», принцип действия которого основан на регистрации слабых световых потоков биосенсора «Эколюм» с помощью фотоэлектронного умножителя (ФЭУ), работающего в режиме счета анодных импульсов (Методика..., 2007). Параллельно проводили оценку токсичности вод с использованием рачков *Daphnia magna* Straus (Жмур, 1997).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

В табл. 1 представлены результаты оценки токсичности вод экосистемы р. Содышка с использованием рачков *Daphnia magna* Straus, 1820 и биотеста «Эколюм». Очевидно, что биотест «Эколюм» является более чувствительным тест-объектом для данного вида загрязнения, чем рачки *D. magna*, что, вероятно, связано с тем, что люминесцентные бактерии оптимальным образом сочетают в себе различные виды чувствительных структур, ответственных за генерацию биоповреждений (клеточная мембрана, цепь метаболического обмена, генетический аппарат) с объективным и количественным характером отклика целостной системы на интегральное воздействие токсикантов. Это объясняется тем, что люминесцентные бактерии содержат фермент люциферазу, осуществляющую эффективную трансформацию энергии химических связей жизненно важных метаболитов в световой сигнал на уровне, доступном для экспрессных и количественных измерений. А рачки *D. magna* наиболее чувствительны к соединениям тяжелых металлов (Жмур, 1997).

На рис. 1, 2 представлены результаты оценки токсичности вод экосистем рек Каменка и Содышка с использованием биотеста «Эколюм», полученные в августе 2011 г. Как следует из рисунков, воды рек Каменка и Содышка во всех исследованных створах токсичны и по уровню токсичности практически не отличаются. Высокая токсичность вод характерна для мест влияния агропромышленных предприятий и зон рекреации.

Таблица 1

Оценка степени токсичности вод р. Содышка с использованием различных биотестов (ноябрь 2010 г.)

Места отбора проб	Степень токсичности	
	<i>Daphnia magna</i>	«Эколюм»
1. Исток (с. Семеновское)	Средне токсична	Токсична
2. До птицефабрики «Юрьевецкая»	То же	Высоко токсична
3. После птицефабрики «Юрьевецкая»	Высоко токсична	То же
6. Вдхр. «Содышка»	Средне токсична	Токсична
7. Коллективные сады	То же	Высоко токсична
8. Устье (с. Сновицы)	Высоко токсична	То же

Для определения состояния экосистемы водотока были использованы индекс сапробности Пантле – Букка в модификации М. В. Чертопруда (2007) и метод С. Г. Николаева по определению класса качества вод (1993).

Метод определения сапробности Пантле – Букка в модификации Чертопруда представляет собой наиболее разработанную систему биоиндикации, адаптированную для донных сообществ европейской части России. Индекс сапробности рассчитывается по формуле

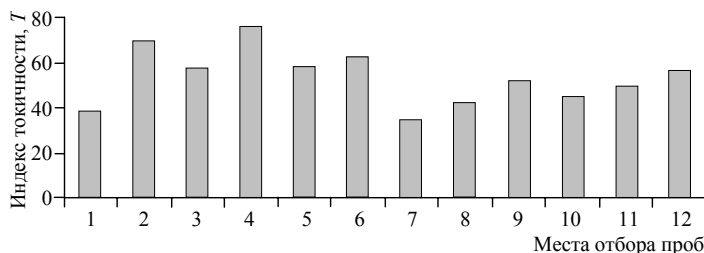


Рис. 1. Оценка уровня токсичности вод экосистемы р. Каменка с биотестом «Эколюм»

$$I = \sum S_j / \sum J_j$$

где S_j – сапробность каждого найденного в пробе индикаторного таксона (от 0 до 4), J_j – его индикаторный вес (от 1 до 4). Значения индекса, таким образом, могут варьировать также от 0 до 4 баллов, как и у исходного индекса Пантле – Букка. Обилие организмов не учитывается, что позволяет использовать для оценки сапробности качественные данные наравне с количественными.

В основе определения класса качества вод методом С. Г. Николаева лежит принцип построения индикаторной системы, учитывающий особенности типа обследуемого водоёма, наличие, условную значимость и разнообразие индикаторных организмов, дающий оценку экологической и хо-

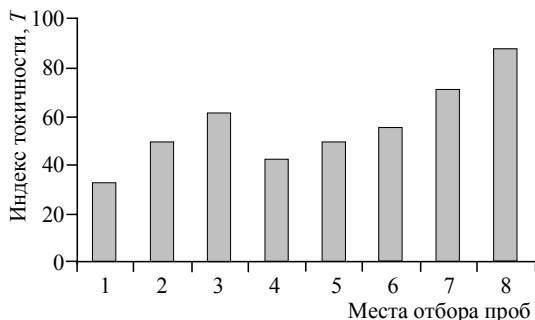


Рис. 2. Оценка уровня токсичности вод экосистемы р. Содышка с биотестом «Эколюм»

зайственной значимости вод по шести классам. Данный метод адаптирован для малых рек Владимирской области.

В табл. 2 представлены результаты определения сапробности вод в экосистеме водотока методами С. Г. Николаева и М. В. Чертопруда.

Таблица 2

Результаты оценки сапробности вод экосистемы р. Каменка

№ створа	Сапробность			
	Метод С. Г. Николаева			Метод М. В. Чертопруда 2011 г.
	2003 г.	2008 г.	2011 г.	
1	α -мезосапр.	α -мезосапр.	α -мезосапр.	β -мезосапр.
2	α -мезосапр.	α -мезосапр.	α -мезосапр.	β -мезосапр.
3	α -мезосапр.	α -мезосапр.	α -мезосапр.	β -мезосапр.
4	α - β -мезосапр.	α - β -мезосапр.	β -мезосапр.	β -мезосапр.
5	олиго- β -мезосапр.	α -мезосапр.	α - β -мезосапр.	α -мезосапр.
6	α -мезосапр.	α -мезосапр.	β -мезосапр.	β -мезосапр.
7	α - β -мезосапр.	β -мезосапр.	β -мезосапр.	β -мезосапр.
8	α -мезосапр.	α -мезосапр.	α -мезосапр.	β -мезосапр.
9	α - β -мезосапр.	α -мезосапр.	β -мезосапр.	β -мезосапр.
10	α -мезосапр.	α -мезосапр.	β -мезосапр.	β -мезосапр.
11	β -полисапр.	β -полисапр.	β -полисапр.	β -мезосапр.
12	β -полисапр.	β -полисапр.	β -полисапр.	α -мезосапр.

Обнаружено хорошее совпадение результатов определения сапробности вод экосистемы используемыми методами. Из данных, приведённых в табл. 2, следует, что сапробность во все наблюдаемые годы возрастает от истока к устью, а в целом с 2008 г. она заметно снижается, что свидетельствует о некотором улучшении экологической ситуации в экосистеме водотока, особенно в черте города, после расчистки русла реки в 2009 – 2010 гг.

В табл. 3 представлены результаты определения уровня трофности вод водотока по методу С. Г. Николаева.

Таблица 3

Трофность вод экосистемы р. Каменка

№ створа	Трофность		
	2003 г.	2008 г.	2011 г.
1	Эвтрофный	Эвтрофный	Эвтрофный
2	Эвтрофный	Эвтрофный	Эвтрофный
3	Эвтрофный	Эвтрофный	Эвтрофный
4	α -мезо-эвтрофный	α -мезо-эвтрофный	α -мезотрофный
5	α - β -мезотрофный	Эвтрофный	α -мезо-эвтрофный
6	Эвтрофный	Эвтрофный	α -мезотрофный
7	α -мезо-эвтрофный	α -мезотрофный	α -мезотрофный
8	Эвтрофный	Эвтрофный	Эвтрофный
9	α -мезо-эвтрофный	Эвтрофный	α -мезотрофный
10	Эвтрофный	Эвтрофный	α -мезотрофный
11	Политрофный	Политрофный	Политрофный
12	Политрофный	Политрофный	Политрофный

ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ЭКОСИСТЕМ МАЛЫХ ЭВТРОФНЫХ ВОДОТОКОВ

Оценки трофности по гидробиологическим показателям за все исследуемые годы хорошо согласуются между собой. Трофность вод в водотоке во все годы возрастает от истока к устью, что свидетельствует об увеличении антропогенной нагрузки на водоток, особенно в черте г. Суздаля. Некоторое снижение уровня трофности, наблюдаемое в черте города г. Суздаля в 2011 г., по сравнению с предыдущими связано с расчисткой русла реки.

В табл. 4 представлены результаты гидробиологических исследований по оценке класса качества и уровня загрязнения вод р. Каменка по методу С. Г. Николаева и М. В. Чертопруды.

Таблица 4

Класс качества и уровень загрязнения вод экосистемы р. Каменка
по гидробиологическим показателям

№ створа	Метод С. Г. Николаева			Метод М. В. Чертопруды
	Класс качества и уровень загрязнения			
	2003 г.	2008 г.	2011 г.	2011 г.
1	4 загрязн.	4 загрязн.	4 загрязн.	3 умер. загрязн.
2	4 загрязн.	4 загрязн.	4 загрязн.	3 умер. загрязн.
3	4 загрязн.	4 загрязн.	4 загрязн.	3 умер. загрязн.
4	3-4 умер. загрязн.	3-4 умер. загрязн.	3 умер. загрязн.	3 умер. загрязн.
5	2-3 умер. загрязн.	4 загрязн.	3-4 умер. загрязн.	4 загрязн.
6	4 загрязн.	4 загрязн.	3 умер. загрязн.	3 умер. загрязн.
7	3-4 умер. загрязн.	3 умер. загрязн.	3 умер. загрязн.	3 умер. загрязн.
8	4 загрязн.	4 загрязн.	4 загрязн.	3 умер. загрязн.
9	3-4 умер. загрязн.	4 загрязн.	3 умер. загрязн.	3 умер. загрязн.
10	4 загрязн.	4 загрязн.	3 умер. загрязн.	3 умер. загрязн.
11	5 грязные	5 грязные	5 грязные	3 умер. загрязн.
12	5 грязные	5 грязные	5 грязные	4 загрязн.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, воды исследованных водотоков во всех пунктах отбора проб токсичны. Наибольшая токсичность обнаружена в местах влияния агропромышленных комплексов и в устьевых створах. Для оценки токсичности вод эвтрофных водных объектов нами рекомендуются люминесцентные микробиотесты, отличающиеся наибольшей чувствительностью, экспрессностью и простотой использования.

Экосистема р. Каменка в целом на всем протяжении эвтрофирована, и характеризуется средним и высоким уровнями загрязнения.

Как и следовало ожидать, класс качества вод и уровень загрязнения возрастают от истока к устью и незначительно уменьшаются с 2008 к 2011 г. Уровни загрязнения в 2011 г., определенные методами М. В. Чертопруда и С. Г. Николаева, хорошо согласуются между собой, и в целом воды характеризуются как умеренно-загрязненные, а устьевом створе – как грязные.

Обнаруженное постоянство гидробиологических параметров в последние годы в наблюдаемых пунктах свидетельствует о стабилизации экосистемы водотока и относительной ее устойчивости к существующему уровню антропогенного воздействия.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Жмур Н. С. Государственный и производственный контроль токсичности вод методами биотестирования в России. М. : Междунар. дом сотрудничества, 1997. 117 с.

Методика экспрессного определения интегральной химической токсичности питьевых, поверхностных, грунтовых, сточных и очищенных сточных вод с помощью бактериального теста «Эколюм». Методические рекомендации № 01.021-07. М., 2007.

Никаноров А. М., Хоружая Т. А., Бражникова Л. В., Жулидов А. В. Мониторинг качества вод : оценка токсичности. СПб. : Гидрометеиздат, 2000. 159 с.

Николаев С. Г., Извекова Э. И., Смирнова Л. А. Биоиндикация уровня загрязнения рек Владимирской области. Метод. указания / Ин-т пресноводных культур. М., 1993. 57 с.

Сакевич А. И. Экзометаболиты пресноводных водорослей. Киев : Наук. думка, 1985. 199 с.

Сиренко Л. А., Козицкая В. Н. Биологически активные вещества водорослей и качество воды. Киев : Наук. думка, 1988. 256 с.

Чертопруд М. В. Модификация индекса сапробности Пантле – Бука для водоемов Европейской России // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем : сб. материалов Междунар. конф. СПб. : ЛЕМА, 2007. С. 298 – 302.

УДК 595.324:591.5

**СРАВНИТЕЛЬНАЯ ОЦЕНКА ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТИ ПОКАЗАТЕЛЕЙ
ВЫЖИВАЕМОСТИ И ТРОФИЧЕСКОЙ АКТИВНОСТИ
DAPHNIA MAGNA ПРИ ОПРЕДЕЛЕНИИ ТОКСИЧНОСТИ ВОДЫ**

Т. Л. Шашкова, Ю. С. Григорьев

*Сибирский федеральный университет
Россия, 660041, Красноярск, просп. Свободный, 79
E-mail: tatyana_eco@inbox.ru*

Поступила в редакцию 07.05.13 г.

Сравнительная оценка чувствительности показателей выживаемости и трофической активности *Daphnia magna* при определении токсичности воды. – Шашкова Т. Л., Григорьев Ю. С. – Проведено сравнение выживаемости и трофической активности дафний, используемых в качестве тест-функций при определении токсичности вод. Показана более высокая чувствительность показателя трофической активности дафний по сравнению с их выживаемостью к модельным токсикантам (ионам кадмия, меди и бихромату калия), а также при биотестировании сточных и природных вод.

Ключевые слова: *Daphnia magna*, трофическая активность, выживаемость, токсичность, тяжелые металлы, природные и сточные воды.

Comparative sensitivity evaluation of the survival rate and feeding rate indices of *Daphnia magna* to determine water toxicity. – Shashkova T. L. and Grigoriev Y. S. – A comparative estimation of the survival rate and feeding rate of *Daphnia*, which are used as test-functions for the determination of water toxicity, is carried out. The higher sensitivity of the feeding rate of *Daphnia* in comparison with their survival rate index to model toxicants (cadmium and copper ions, potassium dichromate), and while biotesting of sewage and natural waters is shown.

Key words: *Daphnia magna*, trophic activity, survival, toxicity, heavy metals, natural and sewage waters.

ВВЕДЕНИЕ

При оценке качества водной среды существенное значение имеет время проведения анализа, за которое может быть получен ответ о токсичности исследуемого образца (Вишневецкий и др., 2011; Goncharuk, Kovalenko, 2012). Широко используемые сейчас в России и за рубежом методы биотестирования токсичности воды на дафниях занимают по времени 2 – 4 и более суток (Жмур, 2007; Methods..., 2002), тогда как результат анализа зачастую надо получить в более короткие сроки. Так, например, экспрессные методы биотестирования необходимы при определении эффективности очистки сточных вод (Штамм и др., 2011). В связи с этим в настоящее время актуальным является поиск более оперативных методов токсикологического анализа.

Решение этой проблемы возможно как за счет увеличения оперативности метода биотестирования на рачках по показателю выживаемости, так и применения более быстрых тест-функций, основанных на поведенческих и физиологических реакциях ракообразных, которые позволяют определить сублетальные (не вызывающие гибели) концентрации загрязняющих веществ (Брагинский, 2000). Одной

из этих реакций является трофическая активность дафний (Barata, Alanon, 2008; Yi et al., 2010), т.е. величина поглощенного дафниями корма за определенный промежуток времени. Поскольку именно характер питания делает дафний высокочувствительными к присутствию в водной среде токсичных веществ (Шилова и др., 2010), логично предположить, что эта тест-функция будет наиболее чувствительной реакцией на присутствие токсикантов в воде. Вместе с тем не совсем ясно, насколько адекватным будет изменение величины данного показателя уровню токсичности анализируемых вод и выживаемости самих рачков.

В связи с этим целью данного исследования было сравнение показателей выживаемости и трофической активности ветвистоусых ракообразных вида *Daphnia magna* при определении токсичности воды.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

В качестве тест-организма использовались рачки *Daphnia magna* Straus. Дафнии выращивались при температуре $20\pm 1^\circ\text{C}$ в климатостате Р2. Оценка выживаемости рачков в остром токсикологическом эксперименте проводилась по разработанной авторами статьи методике биотестирования (Григорьев, Шашкова, 2006). В соответствии с этой методикой рачки при проведении биотеста экспонировались в устройствах УЭР-03, обеспечивающие активную аэрацию тестируемой воды и равные световые и температурные условия для всех анализируемых проб. В этих условиях длительность биотестирования по показателю смертности рачков дафний была сокращена с 96 ч до 48 при сохранении высокой чувствительность к токсикантам (Шашкова и др., 2006).

Трофическую активность дафний определяли по степени снижения концентрации корма в среде с рачками. Количество съеденного корма, суспензии водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer) измеряли по интенсивности нулевого уровня флуоресценции хлорофилла водоросли. Величина данного показателя, в отличие от ранее используемой для этих целей замедленной флуоресценции (Цвылев и др., 1983; Маторин и др., 1990), напрямую связана с концентрацией клеток в среде и при этом мало зависит от их физиологического состояния. Интенсивность флуоресценции регистрировали на флуориметре Фотон 10.

При определении трофической активности 10 рачков дафний возрастом чуть более суток помещались в 50 мл тестируемой пробы воды на 18 ч. В пробы сначала вносились токсиканты, а затем, после 5 ч экспозиции, добавлялось небольшое количество суспензии водоросли. При концентрации корма в среде контрольного варианта (в отсутствие токсикантов), эквивалентной оптической плотности суспензии равной 0.02, рачки потребляли за время выполнения биотеста 70 – 90% клеток хлореллы. Такое снижение количества корма от его исходного содержания соответствовало величине трофической активности 70 – 90% соответственно. Измерение оптической плотности при подготовке суспензии водоросли проводили на приборе ИПС-03 в кювете длиной 2 см при длине волны 560 нм. Все используемые приборы разработаны в Сибирском федеральном университете.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Экспериментально было установлено, что токсикологический опыт по трофической активности лучше проводить с использованием процедуры предварительной затравки рачков исследуемым токсическим раствором, поскольку при одновременном внесении водоросли и рачков в пробу воды токсикант взаимодействует не только с дафниями, но и клетками хлореллы. При этом одновременное поглощение токсиканта клетками водоросли приводит к снижению его действующей концентрации в среде, вызывая уменьшение токсического воздействия на самих рачков. В этих условиях задержка на несколько часов внесения корма после помещения дафний в испытываемый раствор значительно увеличивала его токсический эффект на трофическую активность рачков (Шашкова, 2011).

Проведенные исследования с некоторыми тяжёлыми металлами показали, что в большинстве случаев снижение показателей скорости питания дафний происходит раньше по времени и при меньших концентрациях этих токсикантов, чем наблюдается их гибель.

Так, например, уменьшение трофической активности дафний имеет место уже при концентрации ионов кадмия 0.0025 мг/л (рис. 1), тогда как жизнеспособность этих тест-организмов сохраняется в течение всего периода экспонирования (18 ч) даже при концентрациях токсиканта на порядок больших. На вторые сутки эксперимента снижение выживаемости на 50% наблюдалось только при концентрации ионов кадмия 0.0125 мг/л.

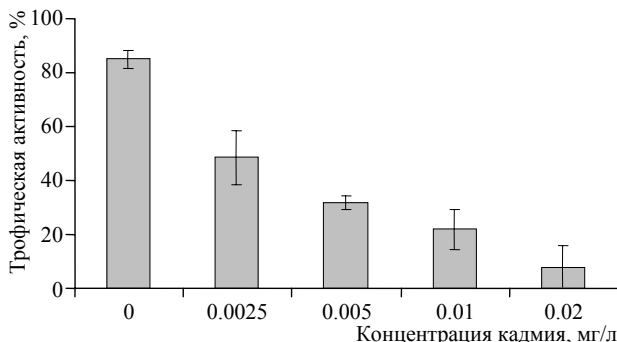


Рис. 1. Влияние ионов кадмия на трофическую активность дафний

Аналогичный эффект прослеживался в опытах с ионами меди и бихроматом калия (таблица). Действие ионов цинка оказывало несколько иной эффект. Для этого тяжёлого металла двухсуточный биотест по выживаемости рачков оказался более чувствительным, чем более короткий тест по трофической активности (18 ч). Вероятно, для проявления вредного воздействия данного токсиканта требуется большее количество времени.

Оценка токсичности сточных вод городских очистных сооружений с помощью дафний имеет ряд специфических особенностей, связанных с содержанием в них большого количества

Концентрации модельных токсикантов, вызывающие снижение трофической активности на 50 % (EC₅₀) и смертность 50% (LC₅₀) тест-организмов

Модельный токсикант	LC ₅₀ (48 ч)	EC ₅₀ (18 ч)
K ₂ Cr ₂ O ₇	1.0 мг/л	0.500 мг/л
Cu ²⁺	0.025 мг/л	0.020 мг/л
Cd ²⁺	0.012 мг/л	0.002 мг/л
Zn ²⁺	0.250 мг/л	0.500 мг/л

органических веществ. Как правило, острый токсикологический эксперимент по выживаемости в этом случае не выявляет токсичности сточной воды, поскольку большинство потенциально опасных веществ находится в связанном состоянии, а рачки могут употреблять в пищу легкодоступную для них органику. Негативное влияние такой воды на дафний, проявляющееся в снижении плодовитости рачков, можно зарегистрировать только в длительном хроническом эксперименте. В этих

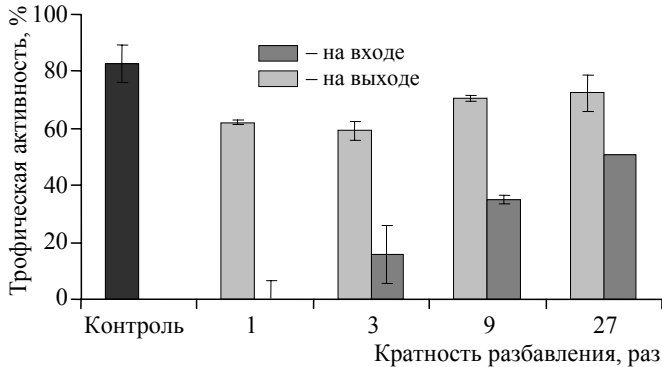


Рис. 2. Трофическая активность дафний в пробах воды, взятых на входе и выходе городских очистных сооружений, при различной степени их разбавления

водоросли рачками (рис. 2). При этом все дафнии в исследуемом растворе сохраняли жизнеспособность и за время эксперимента заметно увеличивались в размерах. Очевидно, в этих пробах рачки перешли с питания клетками хлореллы на присутствующие в воде органические вещества, которые легче усваиваются и имеют большую энергетическую ценность. При разбавлении сточной воды регистрируемый показатель трофической активности рачков повышался, очевидно, за счет увеличения доли хлореллы в рационе питания тест-организмов.

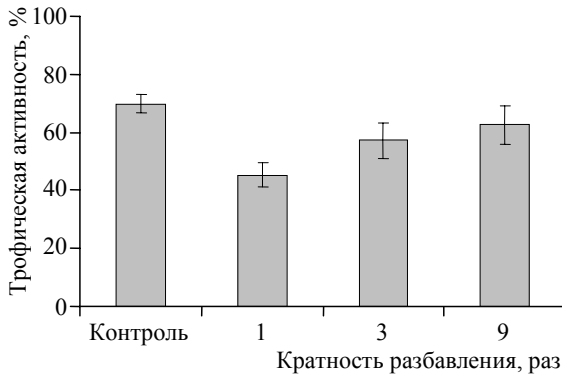


Рис. 3. Трофическая активность дафний в пробе воды р. Кача при различной степени ее разбавления

условиях трофическая активность рачков может оказаться альтернативным способом контроля качества таких вод.

И действительно, результаты проведенных исследований показали, что в сточной воде, взятой на входе городских очистных сооружений, наблюдалось значительное снижение скорости потребления клеток

При анализе сточной воды, взятой на выходе очистных сооружений, угнетение трофической активности было весьма незначительным, а выживаемость сохранялась на уровне 100%. Это свидетельствует о том, что вода после очистки содержит существенно меньшее количество как органических, так и токсических соединений.

Таким образом, по изменению скорости поедания клеток водоросли рачками можно

СРАВНИТЕЛЬНАЯ ОЦЕНКА ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТИ ПОКАЗАТЕЛЕЙ

судить о степени очистки сточной воды, в то время как с помощью биотеста на основе выживаемости рачков дафний такую оценку дать затруднительно.

При тестировании проб р. Качи (приток Енисея), которая в нижнем течении испытывает сильное антропогенное воздействие, принимая поверхностный сток г. Красноярска, неоднократно выявлялось достоверное снижение трофической активности по сравнению с контрольными значениями (рис. 3).

Токсическое действие на показатели трофической активности рачков снималось при разведении пробы в 9 раз. Между тем выживаемость рачков в этих пробах оставалась на уровне контроля (100%) во всех разведениях.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, обе исследованные тест-функции способны дать ответ о степени загрязненности воды. Однако метод регистрации трофической активности дафний позволяет на более ранней стадии воздействия обнаруживать проявление токсического эффекта загрязняющих веществ и, следовательно, более оперативно выявлять присутствие токсикантов в тестируемой воде.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Брагинский Л. П. Методологические аспекты токсикологического биотестирования на *Daphnia magna* Str. и других ветвистоусых ракообразных (критический обзор) // Гидробиол. журн. 2000. Т. 36, № 5. С. 50 – 70.

Вишневецкий В. Ю., Булавкова Н. Г., Ледаева В. С. Принципы построения биотестовой системы // Изв. Юж. федер. ун-та. 2011. № 9. С. 12 – 17.

Григорьев Ю. С., Шашкова Т. Л. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов, питьевой, сточной и природной воды по смертности тест-объекта *Daphnia magna* Straus. ПНД Ф 14.1:2.4.12-06 16.1:2.3.3.9-06 / Федеральный центр анализа и оценки техногенного воздействия. М., 2006. 52 с.

Жмур Н. С. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний. ФР. 1.39.2007.03222. М.: АКВАРОС, 2007. 48 с.

Маторин Д. Н., Вавилин Д. В., Венедиктов П. С. О возможности использования флуоресцентных методов для изучения питания ракообразных // Биологические науки. 1990. № 1. С.146 – 152.

Цвелев О. П., Переладов М. В., Патин С. А. Способ определения трофической активности планктонных организмов. Авторское свидетельство СССР № 1029079, Кл. G 01 N 33/52, 1983.

Шашкова Т. Л., Григорьев Ю. С., Березина О. А. Влияние условия среды на чувствительность рачков *Daphnia magna* к токсикантам // Вестн. Краснояр. гос. ун-та. Сер. Естеств. науки. 2006. № 5/1. С. 81 – 85.

Шашкова Т. Л. Выживаемость и трофическая активность *Daphnia magna* Straus в оперативном экологическом контроле водных сред : автореф. дис. ... канд. биол. наук. Красноярск, 2011. 18 с.

Шилова Н. А., Рогачева С. М., Губина Т. И. Влияние биогенных металлов на жизнедеятельность *Daphnia magna* // Изв. Самар. науч. центра РАН. 2010. Т. 12, № 1(8). С. 1951 – 1953.

Штамм Е. В., Скурлатов Ю. И., Козлова Н. Б., Зайцева Н. И., Александрова Е. В. Биотестирование в оценке эффективности технологий очистки сточных вод // Водные ресурсы. 2011. Т. 38, № 2. С. 232 – 238.

Barata C., Alañon P., Gutierrez-Alonso S., Riva M. C., Fernández C., Tarazona J. V. A *Daphnia magna* feeding bioassay as a cost effective and ecological relevant sublethal toxicity test for Environmental Risk Assessment of toxic effluents // Science of the Total Environment. 2008. Vol. 405, № 1 – 3. P. 78 – 86.

Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms. EPA-821-R-02-012 - U.S. Environmental Protection Agency, 2002. 266 p.

Goncharuk V. V., Kovalenko V. F. Teoretical aspects of natural and drinking water biotesting // Water Chemistry and Technology. 2012. Vol. 34, № 2. P. 171 – 178.

Yi X., Kang S.-W., Jung J. Long-term evaluation of lethal and sublethal toxicity of industrial effluents using *Daphnia magna* and *Moina macroscopa* // J. Hazardous Materials. 2010. Vol. 178, № 1 – 3. P. 982 – 987.

ХРОНИКА

РЕЗОЛЮЦИЯ

Международной конференции

«Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред»

Состоявшаяся в МГУ им. М. В. Ломоносова 4 – 6 февраля 2013 г. Международная конференция «Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред» прошла под знаком объявленного Президентом России В. В. Путиным 2013 года Годом охраны окружающей среды в Российской Федерации.

В работе приняли участие более 370 специалистов из 96 городов России и 20 стран ближнего и дальнего зарубежья, 207 научных и учебно-научных и коммерческих организаций, в том числе около 20 членов академий, 99 докторов и 138 кандидатов наук.

Среди участников – ведущие ученые РАН, РАСХН, Минобрнауки, Минприроды, специалисты природоохранного и аграрного сектора России, а также европейские и американские ученые, представляющие крупнейшие международные профессиональные сообщества – Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) и International Society of Environmental Indicators (ISEI).

Доклады участников конференции по проблемам биоиндикации и биотестирования окружающей среды и научные дискуссии между специалистами широкого круга – почвоведрами, гидробиологами, микробиологами, зоологами, ботаниками, биохимиками, биофизиками, генетиками, специалистами в области генной инженерии, молекулярной биологии и другими – показали высокий уровень биоиндикационных исследований и хороший инновационный потенциал представленных на конференции работ.

Было отмечено, что биодиагностика включает такие важные научно-прикладные направления, как выявление особенностей биологических и экологических последствий воздействия потенциально вредоносных факторов разной природы, установление критериев безопасности и качества среды, мониторинг состояния экосистем с применением методов биотестирования и биоиндикации, которые должны составлять единый стратегический комплекс природоохранной политики.

В сообщениях были подняты вопросы методологии экологического нормирования источников воздействий, подлежащих экологическому контролю, биоиндикации водных и наземных экосистем, биотестирования почв и вод, были представлены системы и приборы для диагностики.

Отдельное внимание было уделено контролю и нормированию нефтяного загрязнения, биотестированию экологического качества органического вещества почв и гуминовых препаратов, оценке экологического состояния урбоэкосистем. Был представлен ботанический сад МГУ как модельная площадка для экологичес-

кого контроля окружающей среды. Специальная секция была посвящена рассмотрению проблем биоиндикации и биотестирования в работах молодых исследователей.

Участники конференции подчеркивают, что дальнейшее ухудшение состояния окружающей среды, деградация почв и загрязнение водных бассейнов России в условиях нарастающего мирового финансового и экологического кризиса непосредственно угрожает продовольственной и экологической безопасности страны. В связи с этим проблемы мониторинга, контроля и регулирования воздействия на природную среду приобретают особую остроту.

События последних десятилетий привели к ослаблению исследовательской деятельности в затронутых областях. Отсутствие нормативов по оценке воздействия и антропогенной нагрузки на почвы земельных участков не позволяют оценить в должной мере показатели экологического состояния земель, необходимые при их использовании и обороте в условиях современных экономических отношений.

Ранее четкая система регламентирования потенциального загрязнения водной среды обеспечивала своевременное оформление прав для использования новых веществ – потенциальных загрязнителей водной среды на территории России, однако ее фактическое разрушение блокировало системы установления и утверждения эколого-рыбохозяйственных критериев качества водной среды. Не сохранилось ни структур, ни распорядка принятия новых и уточнения уже принятых нормативов. Продолжение такой ситуации угрожает утратой опыта и инфраструктуры, складывавшейся десятилетиями системы нормирования.

Конференция обращает особое внимание на необходимость развития и осуществления экологически значимых положений Концепции долгосрочного социально-экономического развития Российской Федерации на период до 2020 года, где определено снижение удельных уровней воздействия на окружающую среду в 3 – 7 раз в зависимости от отрасли и снижение уровня воздействия на окружающую среду в 2 – 2.5 раза.

Международная конференция «Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред» **постановила:**

1. Считать проблему нормирования и контроля качества окружающей среды важнейшей экологической проблемой для современной России и благополучия будущих поколений.

2. Просить Президента, Государственную Думу Федерального собрания Российской Федерации и Правительство Российской Федерации:

- в целях решения ключевых задач в области сохранения экологических функций почв и ландшафтов организовать единую **Федеральную почвенно-земельную службу России** и **принять закон «О почвах России»**, привлекая к этой работе ведущих специалистов РАН, РАСХН, Минобрнауки и Минприроды, других министерств и ведомств;

- принять меры для ускорения реализации Постановления Правительства Российской Федерации от 28 июня 2008 г. № 484 **«О порядке разработки и утверждения нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения»**, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения», путем создания

профильного Межведомственного совета (комиссии) по рассмотрению и принятию решений, связанных с эколого-рыбохозяйственным нормированием;

- сформировать на базе компетентных министерств и ведомств **Межведомственный совет по координации** деятельности организаций в области нормирования антропогенных загрязнений и биологического контроля за состоянием природных сред;

- рассмотреть вопрос о введении бюджетного финансирования работ, связанных с установлением критериев качества среды, их контролем и восстановлением нарушенных экосистем с учетом накопленного ущерба.

3. Поддержать инициативу Международного Общества Токсикологии и Химии окружающей среды (Society of Environmental Toxicology and Chemistry, SETAC Europe) по организации российского отделения – **SETAC Russian Branch**, что, несомненно, будет способствовать большей интеграции экологов в единое мировое сообщество, регулярным встречам специалистов, совместной реализации международных научных проектов.

*Оргкомитет Международной конференции
«Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред»*