



МЕЖДУНАРОДНЫЙ ФОРУМ

АГРОБИ ТЕХНОЛОГИИ

ДОСТИЖЕНИЯ И ПЕРСПЕКТИВЫ РАЗВИТИЯ

МАТЕРИАЛЫ

IV МЕЖДУНАРОДНОГО
СИМПОЗИУМА

«БИОДИАГНОСТИКА И ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ
ОЦЕНКА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ:
СОВРЕМЕННЫЕ ТЕХНОЛОГИИ,
ПРОБЛЕМЫ И РЕШЕНИЯ»

МОСКВА 2023



Материалы IV международного симпозиума

**«БИОДИАГНОСТИКА И ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ
ОЦЕНКА ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ:
СОВРЕМЕННЫЕ ТЕХНОЛОГИИ,
ПРОБЛЕМЫ И РЕШЕНИЯ»**

**28-31 августа 2023, Москва,
МГУ имени М.В.Ломоносова**

**PROCEEDINGS OF THE
IV INTERNATIONAL SYMPOSIUM**

**"BIODIAGNOSTICS AND ECOLOGICAL
ASSESSMENT OF ENVIRONMENT: MODERN
TECHNOLOGIES, PROBLEMS AND SOLUTIONS"**

**28-31 August 2023, Moscow
Lomonosov Moscow State University**

Москва – 2023

УДК 574/577(063)

ББК 28л0

Биодиагностика и экологическая оценка окружающей среды: современные технологии, проблемы и решения: материалы IV международного симпозиума (Москва, 28-31 августа 2023 г.) Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова, Москва: Постер-М, 2023 – 302 с.

Рецензенты:

Е.Н. Пакина – доктор с.-х. наук, профессор, директор Агробиотехнологического департамента Аграрно-технологического института РУДН

С.Ю. Селивановская – доктор биол. наук, профессор, директор Института экологии и природопользования Казанского (Приволжского) федерального университета

Ответственные редакторы:

Терехова В.А., д.б.н.; Кулачкова С.А., к.б.н.; Ковалева Е.И., к.б.н.

Редакционная коллегия:

Рахлеева А.А., к.б.н.; Морачевская Е.В., к.б.н.; Грачева Т.А., к.б.н.; Федосеева Е.В., к.б.н.; Якименко О.С., к.б.н.; Прудникова Е.В., Деревенец Е.Н., Копельчук Н.А., Козлов И.А.

ISBN 978-5-6049991-7-2

DOI: 10.61271/j8240-4277-2929-x

Сборник содержит материалы участников IV Международного симпозиума «Биодиагностика и экологическая оценка окружающей среды: современные технологии, проблемы и решения», посвященного 270 летию Московского университета. Симпозиум органично вписался в мероприятия большого научного форума, цель которого в консолидации усилий научного сообщества и выработке предложений по обеспечению условий производства экологически чистой продукции. В фокусе интересов участников симпозиума – современные проблемы оценки воздействия традиционных и новых видов поллютантов, включая наноматериалы, фармпрепараты, микропластик на почвы и водные объекты; инновационные разработки, нацеленные на расширение использования инструментальных методов и современных биоинформационных технологий в лабораторных и мониторинговых натуральных исследованиях. Сборник содержит 45 статей, аннотации и краткие тезисы 5 докладов. Общее количество участников симпозиума – 106.

Ключевые слова: здоровье почвы, индикаторы, биотестирование, экотоксичность, тест-система, удобрение, фитотест, пестицид, нефть, эмиссия CO₂, микробиом, агроценоз, экологическое качество, экосистема

The volume includes the proceedings of the fourth international symposium on "Biodiagnostics and Ecological Assessment of the Environment: Modern Technologies, Problems, and Solutions", held to commemorate the 270th anniversary of Lomonosov Moscow State University. The symposium is a component of a major International Forum "Agrobiotechnologies: Achievements and Development Prospects" the goals of which are to coordinate the activities of the scientific community and create recommendations for societal food production that is of high quality and environmentally friendly. Participants of the symposium focus on current issues of assessing the effects of well-known and novel types of pollutants, such as nanomaterials, pharmaceuticals, and microplastics in water and soil environments; novel developments aimed at extending the use of instrumental methods and contemporary bioinformatic technologies in laboratory and field monitoring studies. The volume contains 45 articles and 5 abstracts. The total amount of symposium participants is 106.

Keywords: soil health, indicators, biotesting, ecotoxicity, test system, fertilizer, phytotest, pesticide, oil, CO₂ emission, microbiome, agroecology, ecological quality, ecosystem

© ООО «Эко-терра», 2023 г.

ПРЕДИСЛОВИЕ

Международный симпозиум, посвященный современным проблемам биодиагностики экологического состояния и безопасности объектов окружающей среды, в 2023 году проводится как часть большого форума под названием «Агробиотехнологии: достижения и перспективы развития». В контексте заявленных для обсуждения на форуме вопросов обеспечения экологической чистоты продукции – тема симпозиума представляется особенно важной.

Эффективность экологического контроля состояния сред (почв, вод) напрямую зависит от научно-обоснованных методических подходов к выбору работающих инструментов оценки. Ученые естественно-научного направления лишь в малой степени могут повлиять на решение правовых, экономических и управленческих аспектов жизненно важной проблемы – недопущения на потребительский рынок некачественной продукции. Процедура принятия законодательных норм и требований, регулирующих их исполнение, – консервативный и длительный процесс не только в нашей стране, ускорить его способны лишь чрезвычайные ситуации, угрожающие экологической безопасности. Вместе с тем, в сферу ответственности биологов входит своевременная и действенная реакция на новые экологические вызовы. Такая реакция заключается в конкретном вкладе в усовершенствование системы оценки вредных воздействий, особенно когда реальна угроза здоровью населения через некачественную продукцию. Нарастающее загрязнение планеты не только традиционными (тяжелые металлы, нефтепродукты, пестициды), но и новыми видами поллютантов, включая наноматериалы, фармпрепараты, микропластик, отходы сложных производств, требует новых методических подходов к организации мониторинговых (*in situ*) и лабораторных исследований (*ex situ*).

Встречи в МГУ, посвященные разным аспектам биодиагностики, стали уже традицией. За 10 последние лет, начиная с большой Международной конференции «Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред» в 2013 г., инициатором которой выступил первый декан факультета почвоведения МГУ, наш учитель академик Г.В. Добровольский

(1915-2013 гг.), актуальные вопросы биодиагностики обсуждались представительным числом участников в 2014 г. («Технологии биотестирования в экологической оценке агроценозов и гуминовых веществ» параллельно с конференцией «Гуминовые вещества и другие биологически активные соединения в сельском хозяйстве»), в 2016 г. (Международный симпозиум "Биодиагностика и оценка качества природной среды: подходы, методы, критерии и эталоны сравнения в экотоксикологии" и Молодежная научная школа «Биотестирование экологической безопасности продуктов и отходов соврем. технологий»).

Актуальность симпозиума «Биодиагностика и экологическая оценка окружающей среды: современные технологии, проблемы и решения» (2023), связана с необходимостью профессионально обсудить новые достижения ученых, поиском партнеров для новых научных проектов, что успешнее, как известно, удается при личных контактах и очных встречах. Все более важным становится привлечение в сферу биодиагностики, в лабораторные и мониторинговые натурные исследования, инновационных разработок на основе инструментальных методов и современных биоинформационных технологий. В этой связи в числе приоритетных задач симпозиума – деловые контакты с представителями производственных организаций, разработчиками методик, производителями оборудования для биотестирования, специалистами и руководителями контролируемых лабораторий, которым важно использовать современное методическое и приборное оснащение для эффективного обеспечения экологической безопасности почв, водных объектов, отходов и потребительской продукции. Удобной площадкой для этого послужила выставка «АгроЭкоБиотех – МГУ 2023», где продемонстрированы оригинальные технологии, инновационные биопрепараты и средства защиты агроценозов, оборудование и приборы для контроля качества окружающей среды и безопасности отходов, способы автоматизированного анализа данных мониторинга, участие в которой приняли исследователи Московского университета, научных центров из Красноярска, Санкт-Петербурга, Ростова-на-Дону, Кирова, Саратова, а также индустриальных партнеров.

Председатель Программного комитета симпозиума,
доктор биологических наук
Терехова Вера Александровна

МАТЕРИАЛЫ СИМПОЗИУМА

ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ НАНОЧАСТИЦ ОКСИДА ЦИНКА НА ФУНКЦИОНИРОВАНИЕ ФОТОСИНТЕТИЧЕСКОГО АППАРАТА ЯЧМЕНЯ

Азарин К.В., Усатов А.В.

*Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону, Россия
azkir@rambler.ru*

Фотосинтез являются основополагающим биологическим процессом существования растений на клеточном и организменном уровнях. Оптимальная работа фотосинтетического аппарата способствуют устойчивости растений к различным абиотическим стрессам. С другой стороны, звенья фотосинтетического пути могут быть непосредственными или опосредованными мишенями воздействия стресс-факторов, что в конечном итоге отражается на росте и развитии растения в целом. Одним из новых абиотических стресс-факторов могут быть наночастицы тяжелых металлов. В частности, наночастицы оксида цинка (ZnO) уже широко используются в сельском хозяйстве, энергетической, пищевой и фармакологической промышленности [1], в связи с чем, риски распространения их в окружающей среде оценивают, как высокие [2].

Объектом исследования служили 7-ми дневные проростки ячменя (*Hordeum vulgare* L.) сорта Медикум 157 ОС, выращиваемые при внесении наночастиц ZnO в концентрациях 0,3, 2 и 10 г/кг. Во время эксперимента все растения находились в одинаковых условиях: фотопериод 16/8 ч, освещенность $4\pm 0,1$ кЛюкс, температура 25 °С. Экстракцию фотосинтетических пигментов из ткани листьев (100 мг) проводили в ацетоне (0,5 мл, 100%). Пигменты детектировали на спектрофотометре (SmartSpec Plus, BioRad) при длинах волн 662, 644 и 440 нм. Эффективность фотосинтеза оценивали с помощью метода РАМ-флуориметрии [3]. Концентрацию цинка в хлоропластах определяли с использованием атомно-абсорбционного спектрофотометра (KVANT 2-АТ, Кортек) согласно инструкции производителя. Выделение

тотальной РНК проводили по методу Хомчинского [4] с нашими модификациями [5]. Для расчета количественного изменения транскрипции генов использовали метод $2^{-\Delta\Delta Ct}$ [6].

Результаты исследования содержания хлорофиллов и каротиноидов в листовой ткани контрольных и обработанных проростков ячменя продемонстрировали дозозависимое снижение содержания фотосинтетических пигментов (рис. 1). Эти данные согласуются с результатами анализа содержания цинка в хлоропластах, где количество Zn возрастает с увеличением концентрации вносимых наночастиц (табл. 1).

Таблица 1. Накопление цинка в хлоропластах и фотохимическая активность в листьях ячменя при воздействии наночастиц ZnO

	Содержание Zn, нг/мг хлорофилла	F _v /F _m	Y(II)	qP	qN	NPQ	ETR
Конт- роль	28±6,9	0.747±0.014	0.645±0.037	0.936±0.022	0.331±0.023	0.375±0.012	46.0±2.7
0,3 г/кг	423±28,3*	0.719±0.057	0.673±0.045	0.966±0.018	0.201±0.068*	0.313±0.048	48.0±3.2
2 г/кг	889±58,1*	0.655±0.052*	0.511±0.025*	0.886±0.015*	0.353±0.027	0.420±0.034	36.5±2.0*
10 г/кг	1430±43,5*	0.646±0.020*	0.397±0.058*	0.739±0.026*	0.510±0.043*	0.680±0.019*	28.4±4.1*

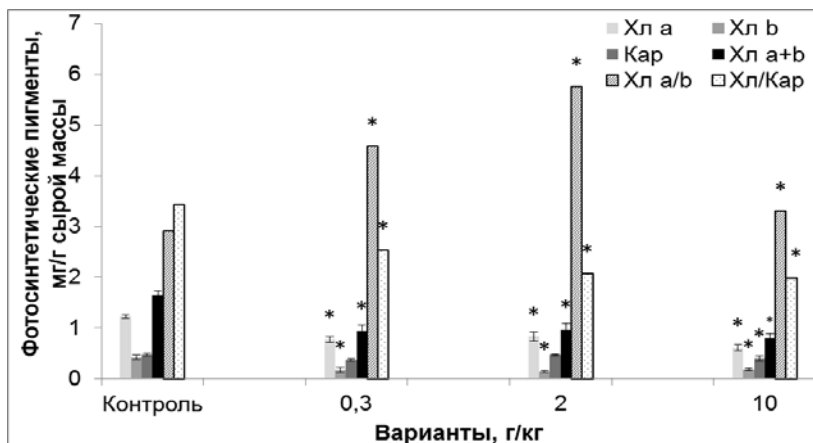


Рисунок 1. Содержание фотосинтетических пигментов (мг/г сырой массы) в ячмене при обработке наночастицами ZnO.

Также под воздействием наночастиц оксида цинка происходит увеличение соотношения хлорофиллов а/в и уменьшение отношения общего хлорофилла к каротиноидам (хл/кр), что отражает стресс-реакцию проростков ячменя [7]. Известно, что большая часть хлорофилла в, присутствующего в тилакоидных мембранах, связана со светособирающим комплексом фотосистемы II [8]. Поэтому повышение соотношения хлорофиллов а/в одновременно со снижением общего хлорофилла может свидетельствовать о большей деградации фотосистемы II по сравнению с фотосистемой I. Подтверждением этому служит снижение эффективного квантового выхода и скорости переноса электронов в фотосистеме II при воздействии наночастиц ZnO в концентрациях 2 г/кг и 10 г/кг (табл. 1). Одновременно происходит снижение фотохимического и повышения нефотохимического тушения флуоресценции хлорофилла, достигая максимального изменения по сравнению с контролем при концентрации 10 г/кг.

Исследование генов, кодирующих субъединицы белковых комплексов электрон транспортной цепи (ЭТЦ) хлоропластов в обработанных проростках ячменя, продемонстрировало различный характер изменений их активности (рис. 2). Так под влиянием изучаемых концентраций наночастиц ZnO в листовой ткани происходит достоверное снижение уровня экспрессии генов *psbA* и *psbB*, кодирующих коровые белки D₁ и CP47 фотосистемы II. Наибольшее снижение активности (~2,5 раза) гена *psbA* происходит в присутствии наночастиц ZnO в концентрации 10 г/кг, наименьшее под воздействием 0,3 г/кг. Количество транскриптов субъединицы *LHCBI* мобильной антенны светособирающего комплекса фотосистемы II снижается только под воздействием поллютанта в максимальной концентрации. Деградация поврежденного белка D1 и вставка новой копии белка в ядро PSII в процессе фотосинтеза является защитным механизмом от фотоингибирования. Этот процесс регулируется окислительно-восстановительным состоянием клетки [9]. Таким образом, нарушение внутриклеточного окислительно-восстановительного равновесия, показанное ранее под действием наночастиц ZnO [5], может быть причиной снижения экспрессии мРНК D1, и как следствие нарушения скорость оборота D1 и подавления эффективности фотосинтеза. Также наблюдается дозависимое снижение количества транскриптов структурных белков A1 и A2 фотосистемы I. Снижение мРНК субъединицы *PSAN* антенного

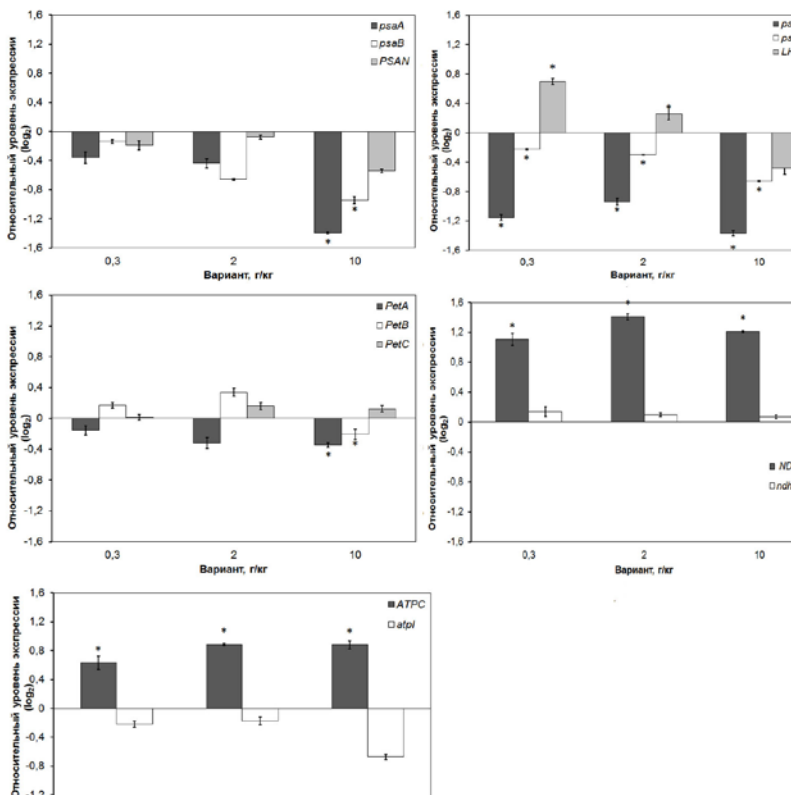


Рисунок 2. Анализ относительной экспрессии (log₂) генов, ассоциированных с фотосинтезом, при воздействии наночастиц ZnO

комплекса реакционного центра фотосистемы I происходит только под влиянием 10 г/кг. Транспорт электронов от реакционного центра фотосистемы II к реакционному центру фотосистемы I осуществляется за счет цитохром-*b₆f*-комплекса. Анализ уровня транскриптов субъединиц цитохром-*b₆f*-комплекса, кодируемых хлоропластными (*PetA* и *PetB*) и ядерными (*PetC*) генами не выявил существенного изменения уровней экспрессии по сравнению с контролем. Исключение составляет снижение транскрипционной активности *PetA* под действием 10 г/кг и небольшое повышение *PetB* под действием 2 г/кг булки нано цинк.

Ранее показано, что помимо регулирования нециклического транспорта электронов, цитохром-*b₆f*-комплекса участвует в регуляции циклического потока электронов [10]. Физиологическое значение циклического транспорта заключается в предотвращении развития окислительного стресса и фотоингибирования [11]. При циклическом потоке электронов происходит закачка протона в полость тилакоида, возникающий электрохимический градиент используется для синтеза АТФ. Таким образом, циклический транспорт помогает поддерживать требуемое количество АТФ, используемого в цикле Кальвина. В свою очередь в данном исследовании во всех вариантах опыта продемонстрировано увеличение уровня экспрессии гамма субъединицу АТФ-синтазы CF₁F₀ хлоропластов. Также под влиянием исследуемых концентраций показано достоверное увеличение уровня экспрессии ядерного гена *ndhM*, но не хлоропластного гена *ndhM*, кодирующих субъединицы НАДН-дегидрогеназного комплекса хлоропластов. Считается, что в стрессовых условиях роль комплекса НАДН-дегидрогеназы хлоропластов возрастает, так как он обеспечивает функционирование циклического транспорта электронов путем образования суперкомплекса с фотосистемой I [12].

Таким образом, исследование функционирования фотосинтетического аппарата при действии наночастиц ZnO на растения ячменя продемонстрировало дозозависимое снижение количества фотосинтетических пигментов, эффективного квантового выхода и скорости переноса электронов в фотосистемы II, а также накопление Zn в хлоропластах. Наиболее восприимчивыми компонентами электрон-транспортной цепи хлоропластов оказались гены, кодирующие субъединицы белковых комплексов фотосистемы II, чуть в меньшей степени фотосистемы I. Транскрипционная активность генов субъединиц мультибелковых комплексов цитохром-*b₆f*, НАДН-дегидрогеназы и АТФ-синтазы CF₁F₀ дополнительно вовлеченных в циклический транспорт электронов, была более устойчивой к воздействию наночастиц оксида цинка что, вероятно, является механизмом компенсации дезорганизационных процессов в ЭТЦ.

Финансирование. Исследование выполнено при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования РФ в рамках государственного задания в сфере научной деятельности № FENW-2023-0008.

Литература

1. Piccinno F., Gottschalk F., Seeger S., Nowack B. Industrial production quantities and uses of ten engineered nanomaterials in Europe and the world // *J Nanopart Res.* 2012. Vol. 14, № 9. P. 1109.
2. Dumont E., Johnson A.C., Keller V.D., Williams R.J. Nano silver and nano zinc-oxide in surface waters – Exposure estimation for Europe at high spatial and temporal resolution // *Environmental Pollution.* 2015. Vol. 196. P. 341–349.
3. Azarin, K., Usatov, A., Makarenko, M., Kozel, N., Kovalevich, A., Dremuk, I., Yemelyanova, A., Logacheva, M., Fedorenko, A., Averina, N. A point mutation in the photosystem I P700 chlorophyll a apoprotein A1 gene confers variegation in *Helianthus annuus* L // *Plant Mol Biol.* 2020. Vol. 103. P. 373–389.
4. Chomczynski P., Sacchi N. Single-step method of RNA isolation by acid guanidinium thiocyanate-phenol-chloroform extraction // *Analytical biochemistry.* 1987. V. 162, №. 1. P. 156-159.
5. Azarin, K., Usatov, A., Minkina, T., Plotnikov, A., Kasyanova, A., Fedorenko, A., Duplii, N., Vechkanov, E., Rajput, V.D., Mandzhieva, S., Alamri, S. Effects of ZnO nanoparticles and its bulk form on growth, antioxidant defense system and expression of oxidative stress related genes in *Hordeum vulgare* L // *Chemosphere* 2022. Vol. 287, 132167.
6. Livak, K.J., Schmittgen, T.D. Analysis of relative gene expression data using real-time quantitative PCR and the $2^{-\Delta\Delta CT}$ method // *Methods.* 2001. Vol. 2. P. 402–408
7. Kitajima K., Hogan K. P. Increases of chlorophyll *a* / *b* ratios during acclimation of tropical woody seedlings to nitrogen limitation and high light: Photosynthetic acclimation and Chl *a* / *b* ratios // *Plant, Cell & Environment.* 2003. Vol. 26. № 6. P. 857–865.
8. Leong T.-Y., Anderson J. M. Adaptation of the thylakoid membranes of pea chloroplasts to light intensities. I. Study on the distribution of chlorophyll-protein complexes // *Photosynth Res.* 1984. Vol. 5. № 2. P. 105–115.
9. Srivastava A. et al. Physiological and thylakoid proteome analyses of *Anabaena* sp. PCC 7120 for monitoring the photosynthetic responses under cadmium stress // *Algal Research.* 2021. Vol. 54. P. 102225.
10. Takahashi H. et al. Cyclic electron flow is redox-controlled but independent of state transition // *Nat Commun.* 2013. Vol. 4. № 1. P. 1954.
11. Munekage, Y., Hashimoto, M., Miyake, C., Tomizawa, K.-I., Endo, T., Tasaka, M., Shikanai, T., Cyclic electron flow around photosystem I is essential for photosynthesis // *Nature.* 2004. Vol. 429. P. 579–582
12. Peng, L., Yamamoto, H., Shikanai, T., Structure and biogenesis of the chloroplast NAD(P)H dehydrogenase complex // *Biochim Biophys Acta Bioenerg.* 2011. Vol. 1807. P. ,945–953.

ОЦЕНКА ФИТОТОКСИЧНОСТИ УРБАНОЗЕМОВ Г. БИШКЕК

Айдыралиева Ч.Б.¹, Худайбергенова Б.М.¹

¹*Международная Высшая Школа Медицины, Бишкек, Кыргызстан
aidyralieva_153@mail.ru, bermet.66@gmail.com*

Городские почвы являются важным компонентом окружающей среды, подверженным воздействию нарастающей антропогенной нагрузке, в связи с чем экологические функции и агрохимические свойства городских почв заметно трансформируются [2, 3].

Увеличение транспортных развязок, потока автотранспорта на центральных участках города, использование угля, мазута, и других видов топлива, а также неправильное хранение отходов являются главными факторами воздействия, приводящими к изменению качественного состава городских почв. Из перечисленного на урбаноземы г.Бишкек наибольшее влияние оказывает автотранспорт как основной источник тяжелых металлов, концентрация которых может многократно возрасти со временем [4, 5].

Накопление ТМ в окружающей среде оказывает неблагоприятное воздействие и на здоровье человека. Этот факт подтверждается несколькими исследованиями, которые уже продемонстрировали опасность загрязнения почвы для здоровья человека. Влияние ТМ (Cd, Cu, Pb и Zn) на здоровье человека различно. Pb считается наиболее важным токсином из группы ТМ, так как относится к группе высокотоксичных элементов, кроме того, в последнее время ему приписывают канцерогенную и нейротоксичную опасность. Некоторые ТМ, такие как медь (Cu) и цинк (Zn), необходимы для живых организмов, а следовательно, и для растений. Однако эти металлы и те, которые считаются незначительными, могут представлять опасность, если их биодоступность в почве высока [1, 6-9].

Токсичность ТМ может привести к негативным последствиям для растений, таким как повреждение корней и задержка роста, хлороз листьев и коричнево-красная окраска листьев или деформация молодых листьев (Кабата-Пендиас и Пендиас Пен-

диас, 2001). Это важная причина исследований токсичности почвы и оптимизации способов ее определения.

Биотесты и, в частности, фитотесты являются хорошим дополнением к химическому анализу в процедурах оценки токсичности почвы. Эффективной в лабораторных условиях является экспресс тест система – «Фитоскан» [1].

Цель данной работы: анализ фитотоксичности образцов городских почв разных функциональных районов г. Бишкек.

Объекты исследования. Изучены 3 территории г. Бишкек, различающиеся по уровню транспортной нагрузки: урбанозем №1 – интенсивный поток грузовых машин (координаты (42.87426° 74.569252° - 42.871318° 74.551708° - 42.868651° 74.524488°), урбанозем №2 – район локации теплоэлектроцентрали ((42.874417° 74.676266° – 42.872065° 74.658377° - 42.870622° 74.637021°) и третья территория – Южная парковая зона (контроль для урбанозем (42.828194° 74.607356° – 42.826267° 74.609209° – 42.823922° 74.611493°)).

На каждой территории почвы отбирались по градиенту удаленности от источника загрязнения – 50, 100 и 500 м. Пробы отбирали стандартным способом по методу конверта. Глубина отбора – 15-20 см.

Методы исследования. Для определения содержания тяжелых металлов в почвенных образцах применялся прибор рентгенофлуоресцентный спектрометр DELTA.

Определено валовое содержание следующих элементов: Pb, As, Zn, Cu, Co, Mn, Cr, Cd, Hg, Sb; коэффициент концентрации химического вещества (Kc). Для характеристики полиэлементного загрязнения почв приведен показатель суммарного загрязнения с учетом средних геометрических коэффициентов концентрации тяжелых элементов (Zc(г)) [10-12].

Оценку острой фитотоксичности почвенных образцов проводили по развитию проростков семян белой горчицы в пластиковых планшетах согласно стандартной методике фитотестирования «Фитоскан», (ФР.1.39.2012.11560) [1, 13, 14,] аппликатным и элюатным способами. При аппликатном способе увлажненную (60% от полной влагоемкости) почву массой 60 г помещали в нижнюю камеру пластикового двухкамерного планшета, укрывали одним слоем фильтровальной бумаги, на которую раскладывали семена растений (в каждый

планшет – по 10 семян, на каждый вариант по 3 планшета). При элюатном способе оценивали эффект водной вытяжки (элюата) из образцов почв, приготовленной стандартным способом при соотношении почва: вода – 1:4. В этом варианте в нижнюю камеру пластикового планшета помещали три слоя фильтровальной бумаги, пропитанные водной вытяжкой из почвенных образцов (8 мл в каждый планшет). Планшеты выдерживали при температуре $24 \pm 2^\circ\text{C}$ в течение 96 ч. По окончании экспозиции регистрировали всхожесть и длину корней проростков семян горчицы. Контролем служили проростки семян в планшетах на увлажненной дистиллированной водой фильтровальной бумаге. Фиксировали изменение всхожести семян и длину корней проростков горчицы в опыте относительно контроля.

Химический анализ. Образцы почв для химического анализа высушивали при комнатной температуре, растирали в ступке. Во всех вариантах опыта определяли рН водной суспензии, содержание гумуса и общего азота. Для всех изученных урбаноземов рН среды не менялся (7,8 -8,0). Для урбанозема 1 содержание гумуса составляло 6,69 %, азота – 0,33 %; для урбанозема №2 содержание гумуса несколько выше (8,4), азота – 0,39%; в урбаноземе в качестве контроля определено более низкое содержание гумуса (4,45), и азота – 0,205.

Статистическая обработка данных проводилась с помощью стандартных пакетов Microsoft Excell 2013 и Statistica 10. Корреляционный анализ данных проведено с использованием коэффициентов корреляции Пирсона (r), достоверность различий между значениями оценивали по t-критерию Стьюдента ($p < 0,05$).

Результаты и обсуждение

На первой территории, при удалении от трассы на 50 и 500 м показатели суммарного загрязнения тяжелыми металлами с положительным коэффициентом концентрации превышают допустимые значения в два раза, в местах, удаленных на 100 метр от трассы превышение показателей в 1,5 раза. Комплексные показатели суммарного загрязнения почв ТМ по территории вблизи ТЭЦ, по данным исследований превышают ПДК в 2,3 и 2,5 раза на удалении от трассы 500, 100 и 50 м, соответственно. В Южной парковой зоне показатели суммарного загрязнения ТМ не превышает ПДК и ОДК.

Таблица 1. Результаты расчетов комплексного показателя суммарного загрязнения ($Z_{ст}(г)$) ТМ, фитоэффект элюатного (ФЭ) и аппликатного способа (АС)

Пробные площади	ТМ $Z_{ст}(г)$ мг/кг	ФЭ, % длина корней элюатный способ	ФЭ, % длина ростков элюатный способ	ФЭ, % длина корней аппликатный способ	ФЭ, % длина ростков аппликатный способ
Урбанозем №1 Ошский р-к 50 м	48,6	-10	33	13,2	18,2
Урбанозем №1 Ошский р-к 100 м	32,1	-6	-1,5	9,4	13
Урбанозем №1 Ошский р-к 500 м	46,2	-16,8	5,4	21,8	34,9
Урбанозем №2 ТЭЦ 50 м	54	-18,3	6,1	20,3	2,8
Урбанозем №2 ТЭЦ 100 м	60,6	-10,4	0,2	25,6	16,5
Урбанозем №2 ТЭЦ 500 м	51,4	-19,4	7,3	1,6	24,8
Контроль урбанозема Юж.Парк 50 м	16,7	-22	27,2	1,1	-21,3

Эффект ингибирования прорастания семян белой горчицы аппликатным и элюатным способами отражает изменения энергии прорастания и длину корней. Полученные данные фитоэффекта, представленные на диаграммах (рис.1), демонстрируют различную степень корреляции с загрязнением ТМ.

Достоверно влияние полиэлементного загрязнения почв на прорастание семян, в экспериментах аппликатным способом ($r = 0,667$, $p = 0,05$, диаграмма 3); $r = 0,652$, $p = 0,05$, диаграмма 4). Установлено, что на участках урбанозема № 1 с большими показателями суммарного загрязнения энергия прорастания значительно снижается. Наибольший эффект ингибирования на участке №1 отмечается в точке 500 м. от трассы. Вероятно, на данном отрезке кроме ТМ есть и другие причины загрязнения почв. На урбаноземе № 2 снижение энергии прорастания отмечается на удалении 50 м. и 500 м. от трассы. Однако на удалении в 100 м. фитоэффект более низкий. Урбанозем №2 изучен на нескольких участках по мере удаленности от источника загрязнения (трассы), а также удаления от ТЭЦ, как источника сжигания угля. Возможно, разница в фитоэффекте по трем изученным точкам связана с содержанием гумуса, микробиомным составом почв, либо атмосферными потоками. Почвенные образцы с низкими показателями загрязнения ТМ, относящиеся к контрольным зо-

нам в черте города, не влияли на энергию прорастания. В то же время, в сравнении с контрольными показателями (дистиллированная вода) образцы парковых участков продемонстрировали высокий уровень эффекта прорастания. Несмотря на низкое содержание гумуса (4,5%) в этих зонах, семена горчицы дали хорошие ростки в аппликатном способе. Общее содержание азота для этих участков выше, чем в исследуемых точках урбаноземов. Возможно, это стало определяющим фактором прорастания растений в эксперименте.

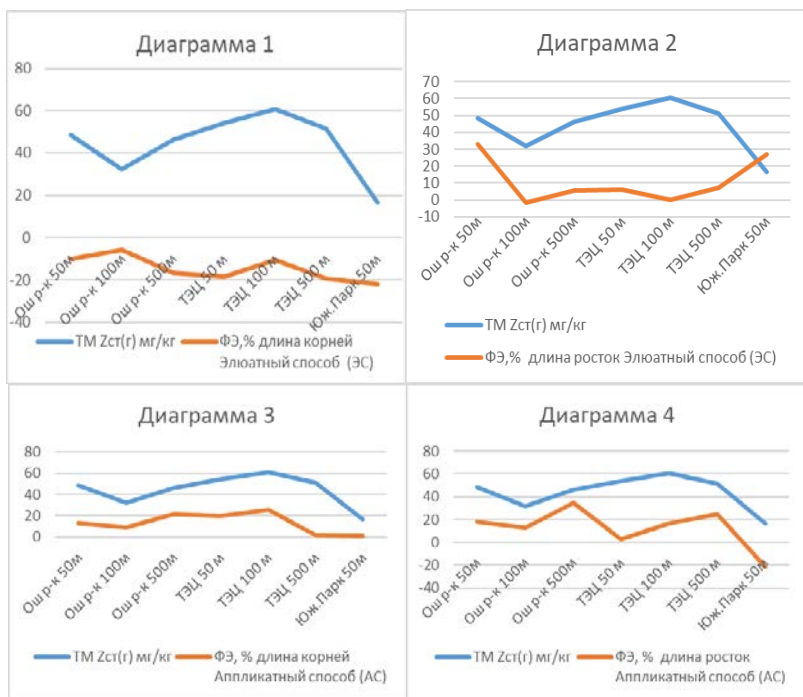


Рисунок 1. Взаимосвязь показателей расчетов комплексного показателя суммарного загрязнения Zst(r) ТМ, фитоэффект элюатного и аппликатного способа

Выводы. Оценка фитотоксичности городских почв на различных участках, прилегающих к автотрассам в западной, восточной и южной части города Бишкек, показала положительную корреляционную связь между фитоэффектом ингибирования прорастания корней горчицы белой и комплексным показателем

телем суммарного загрязнения почв ТМ для отдельных точек. Достоверная корреляционная связь установлена при использовании аппликатного способа проращивания семян. Наиболее фитотоксичными для прорастания корней оказались почвы урбанозема №1 на расстоянии 100 м от источника, а также урбанозем № 2, взятый на удалении 500 м от теплоэлектроцентрали. Почва с участка, расположенного на удалении 50 м от ТЭЦ, оказалась токсичной по показателю развития ростков. На остальных участках фитотоксичность почвы не выявлена.

Литература:

1. Методика измерения биологической активности гуминовых веществ методом фитотестирования (“Фитоскан”) ФР.1.39. 2012.11560.
2. Karim et al. Bilal Aslam Qureshi, Majid Mumtaz Geochemical baseline determination and pollution assessment of heavy metals in urban soils of Karachi, Pakistan. *Ecological Indicators*, 2015. – Volume 48. P. 358-364.
3. L. Dao et al. Influences of traffic on Pb, Cu and Zn concentrations in roadside soils of an urban park in Dublin, Ireland. *Environ. Geochem. Health*. 2014.
4. J. Duruibe et al. Heavy metal pollution and human biotoxic effects. *Int. J. Phys. Sci.* 2007.
5. B.S. Gillis et al. Analysis of lead toxicity in human cells. *BMC Genomics*. 2012.
6. J.J. Clark et al. Extent, characterization, and sources of soil lead contamination in small-urban residential neighborhoods. *J. Environ. Qual.* 2013.
7. Qadir, S.Schubert, D.Steffens. Phytotoxic substances in soils. / *Encyclopedia of soils in the environment*, 2005. P.216-222.
8. Chemosphere. Volume 220, April 2019, Pages 678-686 Assessment of phytotoxicity, environmental and health risks of historical urban park soils. Martin Brtnický a b, et al. / [https://doi.org/ 10.1016/j.chemosphere.2018.12.28](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.28).
9. Сагт Ю.Е. Геохимия окружающей среды / Ю.Е. Сагт, Б.А. Ревич, Е.П. Янин. – М.: Недра, 1990. 319 с.
10. Водяницкий, Ю.Н. Формулы оценки суммарного загрязнения почв тяжелыми металлами и металлоидами // *Почвоведение*. 2010. № 10. С. 1276-1280.

11. Водяницкий, Ю.Н. Об опасных тяжелых металлах / металлоидах в почвах // Бюллетень Почвенного института В.В. Докучаева. 2011. Вып. 68. С. 56-82.
12. Киреева Н.А., Мифтахова А.М., Салахова Г.М. Агрехимия. 2006. №1. С. 85-90
13. Киреева Н.А., Кузяхметов Г.Г., Мифтахова А.М., Водопьянов В.В. Фитотоксичность антропогеннозагрязненных почв. Гилем, Уфа, 2003. 266 с.
14. Николаева О.В., Терехова В.А. Совершенствование лабораторного фитотестирования для экотоксикологической оценки почв // Почвоведение. 2017. № 9. С. 1141–1152

ПРИМЕНЕНИЕ БИОТЕСТИРОВАНИЯ ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ТОКСИЧНОСТИ КОМПОНЕНТОВ ПОЛИГОНА ОТХОДОВ В ФАЗЕ ВЫВОДА ИЗ ЭКСПЛУАТАЦИИ

Бардина В.И.

*Санкт-Петербургский Федеральный исследовательский центр РАН,
Санкт-Петербург, Россия
vicula128@mail.ru*

Объектами накопленного экологического вреда (НЭВ), к которым относятся и полигоны по захоронению бытовых и промышленных отходов, являются загрязненные территории, на которых выявлен вред окружающей среде, возникший в результате прошлой экономической и иной деятельности, обязанности по устранению, которого не были выполнены, либо были выполнены не в полном объеме. Такой объект представляет собой техногенную территорию и является источником вторичного загрязнения всех компонентов ландшафтов высокотоксичными соединениями, формирующимися в ходе его жизненных циклов.

Негативное воздействие полигонов может продолжаться на протяжении многих лет даже после окончания складирования отходов и естественного и /или искусственного восстановления растительности. Статус объекта НЭВ в фазе вывода из эксплуатации и проектирования рекультивации означает фазу затухания и биогеохимической трансформации его (20-40 лет). В этот пассивный период поступление веществ на полигон прекращается и образуется новый природно-техногенный ландшафт. На этой стадии необходимо на полигонах проведение работ по исследованию их компонентов, позволяющее установить степень опасности объекта для окружающей среды и предложить мероприятия по снижению их отрицательного влияния, оптимизации техногенного ландшафта.

Многокомпонентный состав отходов, размещенных на полигоне и загрязнение прилегающих к ним земель, определяет необходимость проведения большого числа анализов и широкого круга исследований. Определение состава и свойств их методами химических анализов требует значительных трудозатрат,

времени и средств на определение показателей. При исследовании экологического состояния таких объектов НЭВ необходимо учитывать тот фактор, что в почвогрунтах, отходах, грунтовых водах таких объектов могут появляться новые поллютанты, способные обладать большим токсическим эффектом, и которые можно обнаружить только с использованием биотестирования. [1]. В настоящее время биотестирование считается одним из наиболее эффективных методов интегральной оценки токсичности загрязненных почв, почвогрунтов, отходов, вод, где могут накапливаться различные токсичные вещества (тяжелые металлы, нефтепродукты, пестициды, ПАУ и другие). Очень важно при биотестировании использовать сразу несколько методик для выбора наиболее чувствительных и подобрать наиболее информативные биотесты и соответствующие тест-культуры, которые будут чувствительны к загрязняющим веществам в тестируемых объектах [3, 4].

Объектом исследования явились компоненты полигона по захоронению бытовых и промышленных отходов, расположенного в бассейне Финского залива с прилегающим к нему участком стихийной свалки, возникшей после закрытия полигона. Территория полигона составляет 15 га, где осуществлялось складирование бытовых, строительных и промышленных отходов, период его эксплуатации – около 20 лет. Полигон по периметру в прошлом был окружен защитной траншеей-канавой, предназначенной для приема фильтратных вод. На объекте были отобраны три пробы: две смешанные пробы почвогрунтов с двух площадок с глубины 0–20 см (№1 – с границы полигона; №2 – с центральной части объекта с незадернованного участка отвала) и проба грунтовой воды из кольцевой дренажирующей канавы (проба №3).

Биотестирование отобранных проб проводилась в испытательно-аналитической лаборатории НИЦЭБ РАН – СПб ФИЦ РАН (Аттестат аккредитации RA.RU.21HC58). Исследовались пробы методами элюатного биотестирования с использованием в качестве тест-организмов различных гидробионтов (дафний, инфузорий и водорослей).

Изучение физико-химических и химических параметров компонентов полигона показало, что водные вытяжки проб почвогрунтов имеют слабощелочную реакцию (рН 7,3–7,5) и не засолены (0,08–0,11 мС). По результатам химического анализа было

установлено значительное содержание некоторых валовых форм металлов в пробе почвогрунта №2 и незначительное – в пробе №1. В пробе грунтовой воды было обнаружено повышенное содержание аммонийного азота.

Определение токсичности проб для представителей зоопланктона осуществляли в остром опыте с использованием в качестве тест-организмов рачков *Daphnia magna* Straus [5]. Биотестирование на инфузориях *Paramecium caudatum* было проведено инструментальным методом с применением прибора серии «Биотестер» для измерения параметров поведенческой реакции инфузорий, что делает этот метод определения достаточно быстрым и удобным [6, 7]. Определение токсичности проб с использованием в качестве тест-культуры водоросли *Chlorella vulgaris* Beijer проводилось инструментальным методом с использованием фотоэлектроколориметра ИПС-03 для измерения оптической плотности суспензии водоросли [2].

При биотестировании на ракообразных была выявлена токсичность проб почвогрунтов (таблица 1). В отобранной грунтовой воде из дренирующего канала было обнаружено присутствие ракообразных и токсичность пробы воды на биотесте с

Таблица 1. Результаты биотестирования проб почво-грунтов и грунтовой воды на ракообразных (*Daphnia magna* Straus)

Проба	Количество выживших рачков	Количество выживших рачков за время экспозиции (среднее) ^a , 48 ч	Количество погибших по отношению к контролю, А%	Токсикологическая характеристика пробы
Контроль ^b	9,9,10	9±0,4	-	-
№1	3,3,3	3±0	67	токсична
№2	1,1,1	1±0	89	токсична
№3 (вода)	6,5,6	5,7±0,4	39	не токсична

Примечание: а — стандартная ошибка; b — культивационная вода

использованием ракообразных *Daphnia magna* Straus в качестве тест-организма не была выявлена.

При использовании биотеста с тест-культурой водоросли хлореллы была установлена токсичность только в грунтовой воде, где наблюдалась стимуляция роста культуры. Это свидетельствует о миграционном поступлении токсичных веществ с территории полигона в водную среду, которые стимулируют ростовые процессы.

Для тест-организма инфузория *Paramecium caudatum* водные вытяжки из почвогрунтов и грунтовая вода были нетоксичными.

Таким образом, при биотестировании компонентов полигона (объекта НЭВ) чувствительными тест-организмами явились дафнии (острая токсичность) и водоросли *Chlorella vulgaris* Beijer. Оба метода можно рекомендовать для оценки определения токсичности компонентов полигонов НЭВ, расположенных в бассейне Финского залива и находящихся в стадии вывода их из эксплуатации, для контроля распространения загрязнения от таких объектов.

Финансирование. Работа выполнена при поддержке Российского Фонда Фундаментальных исследований FFZF-2022-0014.

Литература

1. Бардина Т.В., Чугунова М.В., Кулибаба В.В., Бардина В.И. Оценка экологического состояния почвогрунтов рекультивированного карьера с использованием методов биотестирования //Биосфера. 2020. Т.12. №1-2. С. 1-11.
<http://21bs.ru/index.php/bio/article/view/539>
2. Методика измерений оптической плотности культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer) для определения токсичности питьевых, пресных природных и сточных вод, водных вытяжек из грунтов, почв, донных отложений, осадков сточных вод, отходов производства и потребления». Красноярск. 2021г.
3. Николаева О.В., Кулачкова С.А., Астайкина А.А., Федосеева Е.В., Терехова В.А. Экоотоксичность городской пыли: существующие практики и перспективы применения биотестирования. // Вестник Московского Университета. Серия 17. Почвоведение. 2022. № 3. с.3-19]

4. Олькова А. С. Актуальные направления развития методологии биотестирования водных сред. Вода и экология: проблемы и решения. 2018. № 2 (74). С.40-50. doi: 10.23968/2305-3488.2018.20.2.40-50
5. ПНД ФТ 14.1:2:3:4.12-06 Т 16.1:2:2:2:2.3:3.9-06. Методика измерений количества *Daphnia magna Straus* для определения острой токсичности питьевых, пресных природных и сточных вод, водных вытяжек из грунтов, почв, осадков сточных вод, донных отложений, отходов производства и потребления методом прямого счета. Красноярск. 2021 г
6. ФР 1.39.2015.19242 ПНД ФТ 14 1:2:3:4.2-98 (ред. 2015). Методика определения токсичности проб природных, питьевых, хозяйственно-питьевых, хозяйственно- бытовых сточных, очищенных сточных, сточных, талых, технологических вод экспресс-методом с применением прибора серии «Биотестер»;
7. ФР.1.39.2015.19243. Методика определения токсичности проб почв, донных отложений и осадков сточных вод экспресс-методом с применением прибора серии «Биотестер»

ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ТЕРРИТОРИИ ЗАКРЫТОЙ СВАЛКИ В СЕВЕРО-ЗАПАДНОМ РЕГИОНЕ РФ С ПОМОЩЬЮ БИОТЕСТ-СИСТЕМ

Бардина Т.В., Капелькина Л.П.

*Санкт-Петербургский Федеральный исследовательский центр РАН,
Санкт-Петербург, Россия
bardinatv@mail.ru*

В Северо-Западном регионе РФ находится достаточно большое количество объектов, являющимися объектами накопленного экологического вреда (НЭВ), к которым относятся полигоны и свалки, где ранее были размещены отходы производства и потребления. Они имеют повсеместное и широкое распространение, характеризуются многокомпонентным и неоднородным составом уложенных отходов. Наряду с твердыми коммунальными отходами на этих объектах размещались строительные и промышленные отходы.

Эти объекты НЭВ загрязнены веществами неорганической и органической природы и характеризуются нанесением большого вреда окружающей среде с длительным сроком отрицательного воздействия на её компоненты. В число загрязняющих веществ входят, например, тяжелые металлы, нефтяные углеводороды разной степени трансформации, а также плохо растворимые в воде химические соединения, среди которых наиболее опасны полициклические ароматические углеводороды, полихлорированные ароматические соединения (полихлорированные бифенилы, продукты превращения хлорсодержащих пестицидов и др.). Для принятия решений по ликвидации таких объектов требуется комплексная экологическая оценка их компонентов. Исследование их степени опасности и мониторинг за состоянием почвогрунтов, поверхностных и подземных вод, растительности и др. компонентов предусмотрены ГОСТом Р 56598-2015. Особо важно это, когда объект НЭВ находится в стадии инженерной адаптации (рекультивации) к окружающей среде.

Химико-аналитические исследования на объектах НЭВ иногда не выявляют превышения содержания токсичных веществ над принятыми нормативами. При исследовании объектов НЭВ

необходимо учитывать, что на их территории могут образовываться новые токсичные вещества, которые невозможно предсказать на основе только химических определений. Эти трудности можно преодолеть, если в систему экологического контроля включать экотоксикологические исследования с применением методов биотестирования, которые позволяют фиксировать интегральную токсичность таких сложных объектов, как объекты НЭВ. Биотестирование выполняет функцию тактического контроля происходящего загрязнения, нацеленного на получение быстрого индикаторного сигнала о токсичности [5]. Ранее проведенные экотоксикологические исследования методами биотестирования на некоторых объектах НЭВ показали их хорошую чувствительность на обнаружение наличия поллютантов в компонентах этих территорий [1]. Важным звеном биотестирования является определение оптимального набора биотест-систем в зависимости от специфики объекта изучения.

Целью нашего исследования было обоснование возможности применения биотест-систем для экотоксикологической оценки компонентов территории объекта НЭВ, который находится в стадии консервации и необходимо проводить мероприятия по предотвращению негативного воздействия его на окружающую среду при прекращении его использования.

Объектом исследования являлась санкционированная закрытая свалка твердых бытовых отходов в стадии консервации, расположенная в бассейне Финского залива. Природно-климатические условия северо-западного региона существенным образом влияют как на процессы, происходящие в массе размещенных отходов, так и на процессы миграции загрязняющих веществ. Такие климатические особенности региона как превышение количества выпадающих осадков над испарением, промывной тип водного режима, относительно плоский или пересеченный рельеф местности, крутизна откосов отвалов с размещенными отходами и другие факторы определяют возможность различного протекания процессов, обуславливают различную скорость трансформации свойств субстратов. Для бассейна были выявлены процессы биогеохимической трансформации грунтовосвалочных масс, приводящие к появлению высокотоксичных форм вторичных загрязнений [2]. На объекте до 2006 года размещались смешанные промышленно-бытовые свалочные массы — около 1100 тыс. м³. Кроме этого здесь произошло возгорание свалочных масс, что способствовало выбросу новых

токсичных веществ. Рядом расположены уязвимые объекты-реципиенты: Ладожское озеро и река Нева.

На заросшем участке свалки с двух площадок, расположенных в начале и в середине объекта, для проведения химических анализов и экотоксикологических исследований был осуществлен отбор 4-х проб. Две из них представляли смешанные пробы почвогрунта (пробы №1 и №2), взятых с глубины 0-20 см, и две пробы донного грунта из дренажного канала (пробы №3 и №4).

Проведенные физико-химические и химические исследования проб почвогрунтов показали, что водные вытяжки из образцов имеют слабощелочную среду, отсутствие засоления, ниже фона содержание органических загрязнителей, таких как бенз(а)пирен, полихлорбифенилы, нефтепродукты. При определении содержания химических элементов, относящихся к экологически опасным факторам, было обнаружено, что в пробе почвогрунта №2 наблюдается значительное превышение содержания валового никеля (350 мг/кг), а в пробе почвогрунта №3 повышенное содержание валового кадмия (2,2 мг/кг). Концентрация подвижных форм тяжелых металлов в исследованных пробах не превышала утвержденных Минздравом предельно допустимых и ориентировочно допустимых концентраций (ПДК и ОДК).

Экотоксикологическая оценка отобранных проб проводилась в испытательной аналитической лаборатории НИЦЭБ РАН-СПб ФИЦ РАН (Аттестат аккредитации RA.RU.21HC58) с использованием стандартизированных методов элюатного биотестирования с тест-организмами из разных систематических групп: рачков *Daphnia magna* Straus [4], инфузорий *Paramecium caudatum* [6], водоросли *Chlorella vulgaris* Beijer [3]. Элюатное биотестирование позволяет оценить токсичность проб, обусловленную наличием растворимых форм загрязняющих веществ, что очень важно для объектов НЭВ, имеющих водномиграционный перенос.

Результаты проведенных экотоксикологических исследований проб с использованием трех тест-организмов в пробах почвогрунтов и донных грунтах представлены в таблице 1.

Токсичность, исследованная с использованием ракообразных (*Daphnia magna* St.) в качестве тест-организма, была выявлена в двух пробах: в одной пробе почвогрунта (проба №2) и в донном грунте (проба №3), где согласно химическим анализам было выявлено повышенное содержание некоторых металлов.

Таблица 1. Чувствительность биотестов к токсикантам в пробах

Тест-функция организма	проба №1 - почвогрунт	проба №2 - почвогрунт	проба №3 - донный грунт	проба № 4 - донный грунт
Смертность <i>Daphnia magna</i> St.	0	Т	Т	0
Изменение хемотаксиса <i>Paramecium caudatum</i>	Т	Т	0	0
Изменение величины оптической плотности <i>Chlorella vulgaris beije</i>	Т	0	Т	0

Примечание – Т—токсичность обнаружена; 0—токсичность не обнаружена

По результатам биотестирования проб на тест-организме инфузории (*Paramecium caudatum*) в пробе почвогрунта №2 на этом тест-организме, как и на ракообразных, была выявлена умеренная степень токсичности. А высокая степень токсичности обнаружена в пробе почвогрунта №1, где по химическим анализам не было зафиксировано наличие загрязнения. Токсичность в донных грунтах на инфузориях не была выявлена.

При биотестировании на культуре водоросли (*Chlorella vulgaris Beije*) была также выявлена токсичность в почвогрунте № 1. Кроме этого, с помощью этого тест-организма обнаружена токсичность в пробе донного грунта № 3, как и на культуре дафнии.

Проведенные исследований с использованием трех тест-организмов позволяют заключить, что среди отобранных проб свалки в зоне наиболее высокого экологического риска находится почвогрунт, а в донном грунте токсичность выявляется местами. Таким образом, для выявления экологической безопасности объектов НЭВ, которые являются источником повышенной опасности для окружающей среды и даже после закрытия, для проведения мероприятий по предотвращению их негативного воздействия, необходимо применять экотоксикологические исследования их компонентов, что позволяет приблизиться к оценке воздействия объекта на экосистему.

При формировании блока биотест-систем для экотоксикологической оценки компонентов такого объекта накопленного экологического вреда, как закрытая свалка в фазе консервации с

большим набором различных химических веществ, необходимо применять элюатное биотестирование с использованием в качестве тест-организмов гидробинтов (дафний, инфузорий, водорослей).

Финансирование. Работа выполнена при поддержке Российского Фонда Фундаментальных исследований FFZF-2022-0014.

Литература

1. Bardina T.V., Chugunova M.V., Kulibaba V.V., Bardina V.I. Ecotoxicological Assessment of Brownfield Soil by Bioassay. In: Saljnikov E., Mueller L., Lavrishchev A., Eulenstein F. (eds) *Advances in Understanding Soil Degradation. Innovations in Landscape Research*. Springer, Cham. Chapter 15, 2022, pp. 333-350. https://doi.org/10.1007/978-3-030-85682-3_15.
2. Кулибаба В.В., Петухов В.В., Зинатулина Е.И., Меринова Е.С. Рекультивированные карьеры Приневской низменности – специфическая разновидность объектов накопленного экологического ущерба // Региональная экология. 2016. №1 (43). С. 108-114.
3. ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.10- 04/ Т 16.1:2:2:2:2.3:3.7-04. (Методика измерений оптической плотности культуры культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer)).
4. ПНД ФТ 14.1:2:3:4.12-06 Т 16.1:2:2:2:2.3:3.9-06. Методика измерений количества *Daphnia magna* Straus для определения острой токсичности питьевых, пресных природных и сточных вод, водных вытяжек из грунтов, почв, осадков сточных вод, донных отложений, отходов производства и потребления методом прямого счета.
5. Терехова В.А. Биотестирование экотоксичности почв при химическом загрязнении: современные подходы к интеграции для оценки экологического состояния (обзор) // Почвоведение. 2022. № 5 С. 586-599.
6. ФР.1.39.2015.19243. Методика определения токсичности проб почв, донных отложений и осадков сточных вод экспресс-методом с применением прибора серии «Биотестер».

ТРАНСФОРМАЦИЯ СОЕДИНЕНИЙ КАДМИЯ ПРИ ИЗМЕНЕНИИ СВОЙСТВ ПОЧВ ПРИ МОДЕЛЬНОМ ЗАГРЯЗНЕНИИ

*Бурачевская М.В., Минкина Т.М., Федоренко Е.С.,
Лацынник Е.С., Щербаков А.П.¹*

*¹Южный федеральный университет, Академия биологии и биотехнологии им. Д.И. Иванковского, Ростов-на-Дону, Россия
marina.0911@mail.ru*

Проблемы загрязнения тяжелыми металлами (ТМ) окружающей среды признаны и выявлены во многих странах мира [1-3]. Особенно опасно загрязнение почв группой поллютантов, получивших название приоритетных и входящих в первый класс опасности по степени воздействия на живые системы. Элементы данной группы подлежат первоочередному контролю. Одним из таких элементов является Cd, соединения которого высоко токсичны и миграционно способны, также многие соединения Cd являются канцерогенами [4, 5]. Почва является ключевым звеном биогеохимических циклов химических элементов. Вследствие высокой сорбционной способности состояние почвы является отражением антропогенного загрязнения наземных экосистем.

Для изучения влияния свойств почв на подвижность Cd при загрязнении была изучена почва заложенного модельного опыта. Для закладки модельного опыта отбирался верхний слой (0–20 см) чернозема южного среднемошного целинного участка, находящемся вдали от возможных источников загрязнения. Исследуемый образец почвы обладает следующими физико-химическими свойствами [6]: рН – 7,5; 49,3% физической глины (частиц с диаметром <0,01 мм), 24,6% ила (частиц с диаметром <0,001 мм), содержание органического углерода 5,0%; карбонатов – 0,3%; ЕКО почвы – 36,5 см(+)-кг⁻¹.

В сосуды с дренажем помещали по 2 кг почвы, просеянной через сито диаметром ячеек 2 мм. Доза внесения металла 5 ОДК (ОДК Cd = 2 мг/кг) [7]. Инкубация проходила при температуре +20–22°C и естественном освещении. Опыт был заложен по следующей схеме: 1) контроль (почва без загрязнения); 2) Cd 5

ОДК; 3) Cd 5 ОДК+25% песка (почва с разбавлением кварцевым песком 25% от массы почвы); 4) Cd 5 ОДК+50% песка; 5) Cd 5 ОДК+75% песка. Валовое содержание Cd в контрольной почве 0,25 мг/кг соответствовало его фоновому содержанию. Доза внесения металла соответствует встречающемуся уровню загрязнения почв Ростовской области [8]. Почву инкубировали 6 месяцев при влажности 60 % полной полевой влагоемкости. Опыт проводился в 3-х повторностях.

Состав соединений Cd был изучен методом комбинированного фракционирования, разработанного Т.М. Минкиной [8, 9], которая основана на сочетании данных, полученных путем применения параллельных и последовательных экстракций и расчетного метода (табл. 1). Содержание Cd в вытяжках определяли методом атомно-абсорбционной спектрометрии. Результаты статистически обработаны.

Таблица 1. Комбинированная схема фракционирования соединений металлов в почве.

Извлекаемые формы соединений	Условия экстракции и расчетный метод
Обменные	1 М MgCl ₂
Комплексные (непрочно связанные с органическим веществом)	Разность 1% ЭДТА в 1 н. ААБ – 1 н. ААБ
Специфически сорбированные (непрочно связанные) с карбонатами	1 М NaCH ₃ COO, pH 5
Специфически сорбированные (непрочно связанные) с силикатными соединениями Fe, Mn	Разность между (1 н. HCl – 1 н. ААБ) – 1 М NaCH ₃ COO
Прочносвязанные с силикатными соединениями Fe, Mn	Разность 0,04 MNH ₂ OH·HCl – (1 н. HCl – 1 н. ААБ – 1 М NaCH ₃ COO)
Прочносвязанные с органическим веществом	Разность 30% H ₂ O ₂ – 1% ЭДТА в 1 н. ААБ
Прочно связанные с силикатами	Вытяжка HF+HClO ₄ из остаточной фракции почвы (после всех экстракций)

В незагрязненной почве наблюдается следующее фракционное распределение Cd: соединения прочно связанные с силикатами > прочно связанные с оксидами Fe-Mn > прочно связанные с органическим веществом > специфически сорбированные с оксидами Fe-Mn > специфически сорбированные с карбонатами > комплексные > обменные (рис. 1). Подвижность Cd низкая, а прочно связанные соединения составляют 82% от суммы фракций.

В загрязненной Cd почве соотношение его соединений меняется. Увеличивается роль непрочно связанных соединений Cd (до 47%), одновременно снижается роль органического вещества как в прочном, так и непрочно удерживании соединений металла: прочно связанные с силикатами > специфически сорбированные с оксидами Fe-Mn > специфически сорбированные с карбонатами > прочно связанные с оксидами Fe-Mn > обменные > комплексные > прочно связанные с органическим веществом.

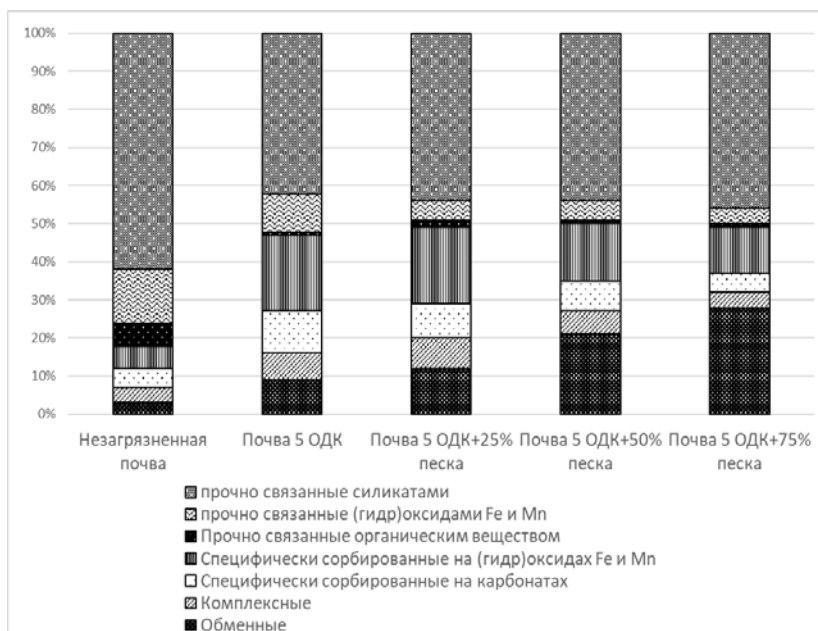


Рисунок 1. Состав соединений Cd в почве при модельном загрязнении с разной степенью разбавления песком

При разбавлении почвы песком в загрязненной почве возрастает количество наиболее подвижных соединений Cd. Увеличение наиболее подвижной обменной фракции составляет от 12% до 28%, что приводит к изменению в распределении фракционного состава металла при сильном разбавлении песком (50% и 75%): прочно связанные с силикатами > обменные > специфически сорбированные с оксидами Fe-Mn > специфически сорбированные с карбонатами > комплексные > прочно связанные с оксидами Fe-Mn > прочно связанные с органическим веществом. Для Cd характерна высокая подвижность в почвах (рис. 1). Разбавление песком приводит как к увеличению подвижности металла, так и сокращению долей Cd, связанных с органическим веществом, так и Fe-Mn оксидов и карбонатов, что связано с их физическим разбавлением.

Органическое вещество и несиликатные соединения Fe являются основными компонентами, удерживающими ТМ, поступающие в почвы. Специфической особенностью Cd является его активное взаимодействие с (гидр)оксидами Fe-Mn. При загрязнении содержание Cd во фракции, связанной с (гидр)оксидами Fe-Mn, превышает содержание металла во фракции, связанной органическим веществом. В незагрязненной почве доля Cd, связанная с органическим веществом, составляет 6%, тогда как при загрязнении содержание данной фракции составляет 1% (рис. 1).

На основе применения комбинированной схемы фракционирования установлено, что главной особенностью фракционного состава соединений Cd в контрольной почве модельного эксперимента является значительное преобладание прочно связанных соединений над всеми остальными (82%), а остаточной фракция самая высокая (62%). При загрязнении почвы повышается подвижность металла, а также как в прочном, так и непрочном удерживании Cd активнее всего принимают участие Fe-Mn оксиды. С повышением содержания песка на загрязненных Cd вариантах опыта увеличивается доля наименее прочно связанной фракции (обменной), особенно в случае разбавления песком 75% (до 28%). Физическое разбавление почвы песком привело к увеличению подвижности металла, в связи с уменьшением содержания основных почвенных компонентов, прочно удерживающих металл и обеспечивающих буферную способность и устойчивость почвы к загрязнению.

Финансирование. Исследование выполнено при поддержке гранта РНФ, проект № 23-24-00646.

Литература

1. Xiang M., Li Y., Yang J., Lei K., Li Y., Li F., Zheng F., Fang X., Cao Y. Heavy metal contamination risk assessment and correlation analysis of heavy metal contents in soil and crops //Environmental Pollution. 2021. Vol. 278. P. 116911.
2. Tianlik T. E. H., Norulaini N. A. R. N., Shahadat M., Yoosing W. O. N. G., Omar A. K. M. Risk assessment of metal contamination in soil and groundwater in Asia: A review of recent trends as well as existing environmental laws and regulations //Pedosphere. 2016. Vol. 26(4). P. 431-450.
3. Gržetić I., Ghariani R. H. A. Potential health risk assessment for soil heavy metal contamination in the central zone of Belgrade (Serbia) //Journal of the Serbian Chemical Society. 2008. Vol. 73(8-9). P. 923-934.
4. Серегин, И. В., Кожевникова, А. Д., Жуковская, Н. В., Схат, Х. Устойчивость и накопление кадмия исключателем *Thlaspi arvense* и различными экотипами гипераккумулятора *Noccaea caerulea* //Физиология растений. 2015. Т. 62. №. 6. С. 854-854.
5. Yang P., Yang X., Sun L., Han X., Xu L., Gu W., Zhang M. Effects of cadmium on oxidative stress and cell apoptosis in *Drosophila melanogaster* larvae //Scientific Reports. 2022. Vol. 12(1). P. 4762.
6. Воробьева Л. А. Теория и практика химического анализа почв //М.: ГЕОС. 2006.400 с.
7. ГН 2.1.7.2511-09. Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора. 2009. 10 с.
8. Minkina, T.M., Motuzova, G.V., Mandzhiyeva, S.S., Nazarenko, O.G., Burachevskaya, M.V., Antonenko, E.M., 2013. Fractional and group composition of the Mn, Cr, Ni, and Cd compounds in the soils of technogenic landscapes in the impact zone of the Novocherkassk power station // Eurasian Soil Science. Vol. 46. P. 375-385.
9. Минкина Т.М., Мотузова Г.В., О.Г. Назаренко, Крыщенко, В. С., Манджиева С. С. Комбинированный прием фракционирования соединений металлов в почвах // Почвоведение. 2008. №11. С. 1324-1333.

ОПЫТ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ МЕТОДА ФИТОИНДИКАЦИИ ДЛЯ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ПОЧВЕННОГО ПОКРОВА ГОРОДСКИХ ТЕРРИТОРИЙ

Войтенко Р.Е., Богословский К.Д., Морковкин Г.Г.

*Государственный университет по землеустройству, факультет
землеустройства и управления природопользованием, Москва, Россия
Voitenko.rimma@yandex.ru, Kostan.ogc@gmail.com, ggmark@mail.ru*

Актуальность исследования обусловлена опасностью загрязнения почвенного покрова городских территорий различными поллютантами, поступление которых в экосистему города связано с функционированием разнопрофильных производственных объектов, значительной напряженностью автомобильного трафика. Значительное количество выбросов различных классов загрязнителей, в том числе тяжелых металлов, влияет не только на ухудшение общей экологической обстановки, но и на здоровье населения, что требует оперативной оценки состояния окружающей среды и основного ее компонента, почвенного покрова [2, 4].

Метод фитоиндикации, использование которого апробировано авторами на разных объектах в условиях г. Москвы, является доступным и простым методом, который позволяют выявить зоны повышенной концентрации загрязнителей в почве и получить данные, необходимые для нормирования допустимой нагрузки на экосистемы разных типов, обладающих различной устойчивостью к действию внешних факторов [3, 6].

В целом, фитоиндикация – одно из практических использований различных признаков и свойств отдельных растений или растительных сообществ и их комплексов для получения качественной характеристики среды, например, влажности и кислотности, обеспеченности почвы биогенными элементами и т.д. [6].

В нашем случае данный метод используется для обнаружения фитотоксичности почв через интенсивность нарастания корневой и наземной биомассы растения-индикатора. Фитотоксичность – свойство загрязненной почвы подавлять прорастание семян, рост и развитие высших растений [1, 5].

Фитотоксичность оценивается на основании сравнения всхожести и энергии прорастания семян. Градация оценки фитотоксичности была проведена по четырем группам:

1. < 20% – фитотоксичность не проявляется; всхожесть семян при проведении исследований достигает 90-100%, всходы дружные, проростки крепкие, ровные. Эти признаки характерны для контроля, с которым сравниваются опытные образцы.

2. 20-40% – слабая фитотоксичность; всхожесть семян составляет 60-90%. Проростки почти нормальной длины, крепкие, ровные.

3. 40-60% – средняя фитотоксичность; всхожесть семян составляет 20-60%. Проростки по сравнению с контролем короче и тоньше. Некоторые проростки имеют уродства.

4. >60% – сильная фитотоксичность; всхожесть семян очень слабая (менее 20%). Проростки мелкие и уродливые.

Фитотоксичность почв рассчитывается по формуле:

$$\Phi = \frac{(d \text{ п.к} - d \text{ п.э})}{d \text{ п.к}} * 100\%$$

где др.к. – длина ростка на контроле, др.э. – длина ростка на экспериментальном участке.

Исследования проводили в зонах действия промышленного предприятия, одной из ТЭЦ и Московской кольцевой автомобильной дороги (МКАД). Отбор почвенных образцов для анализа проводили из верхнего 15 сантиметрового слоя почвы, на расстояниях в 5, 50, 100, 500 и 1000 метров от промышленного объекта и автотрассы. В качестве тест-объекта для оценки загрязнения почвы был использован листовой салат. Аналитические работы проведены в соответствии с опубликованной методикой [3].

В таблице представлены данные проявления фитотоксичности (%) в зависимости от удаленности от производственных объектов и автомагистрали.

Исходя из результатов исследований, приведенных в таблице можно сделать вывод о возможном наличии высокой концентрации поллютантов в почвенном покрове на расстоянии от 5 метров до 100 метров от ТЭЦ, вероятно это обусловлено тем, что основанная часть загрязняющих веществ может накапливаться на данном удалении от ТЭЦ и может быть связано с обеспечением функционирования предприятия, а не обязательно

указывает на накопление поллютантов, поступающих от загрязнения воздуха в результате выбросов. Низкий показатель фитотоксичности почвенного покрова отмечен на расстоянии от 500 до 1 км от ТЭЦ.

Таблица. Проявление фитотоксичности (%) в зависимости от удаленности от объекта исследований

Объект		Срок определения (количество дней)					
Расстояние от объекта		3		6		9	
		длина ростка	фитотокс. (%)	длина ростка	фитотокс. (%)	длина ростка	фитотокс. (%)
ТЭЦ	5	0,3	88	0,9	75	1,6	72
	50	0,5	80	1,2	66	2,0	66
	100	1,2	52	1,8	49	2,5	57
	500	1,5	40	2,3	35	3,1	47
	1000	1,8	28	2,6	27	3,3	43
	Контроль	2,5		3,6		5,8	
	МКАД	5	0,9	59	1,8	50	2,4
50		1,0	54	2,0	45	3,0	40
100		1,8	18	2,3	37	3,3	27
500		1,8	18	2,5	31	3,7	38
1000		1,9	12	3,2	12	4,2	20
Контроль		2,2		3,7		5,4	
Промышленный объект	50	1,1	47	2,5	30	3,5	31
	500	1,6	23	2,7	25	3,7	27
	1000	1,8	14	2,9	19	4,0	21
	Контроль	2,1		3,6		5,1	

При оценке фитотоксичности почв близки московской кольцевой автомобильной дороги, наибольшая фитотоксичность, а, следовательно, и загрязнение почвенного покрова токсикантами наблюдается на расстоянии 5 м от автомагистрали. Низкие показатели фитотоксичности почвенного покрова, по нашим данным, отмечены на расстоянии 1 км от автомагистрали. Можно констатировать известный факт, что большая часть загрязняющих веществ оседает именно в придорожной полосе. Исходя из проделанной исследовательской работы, выявлено, что экологическое состояние почв в придорожных полосах МКАД, характеризуется проявлением средней фитотоксичности.

Оценка фитотоксичности почв городской территории, прилегающей к промышленному объекту, дает возможность говорить о закономерном снижении фитотоксичности почвы по степени удаления от промышленной зоны, что также может свидетельствовать о том, что по мере удаления точки отбора почвы от территории предприятия, концентрация поллютантов в воздухе уменьшается.

Таким образом, в результате проведенных исследований можно констатировать, что экологическое состояние почв вблизи обследуемых объектов, в преобладающем территориальном отношении, характеризуется проявлением средней фитотоксичности.

В данной работе акцентировано внимание на исследовании почвенного покрова селитебных территорий методом фитоиндикации, так как данный метод имеет ряд существенных преимуществ перед стандартными методами экологической оценки состояния почвенного покрова: использование фитоиндикации является менее дорогостоящим и трудоемким по сравнению с методами физико-химического анализа; фитоиндикация позволяет выявить зоны повышенной концентрации загрязнителей в экологических системах; указанный метод позволяет получать данные, необходимые для нормирования допустимой нагрузки на экосистемы разных типов, обладающих различной устойчивостью к действию внешних факторов.

Литература

1. Вальков В.Ф. Почвенная экология сельскохозяйственных растений. – М.: Агропромиздат, 1986. – 208 с.
2. Гончарук Е.И., Сидоренко Г.И. Гигиеническое нормирование химических веществ в почве: Руководство. – М., 1986. – 320 с.

3. Максимова Н.Б., Морковкин Г.Г., Лаврентьева А. Оценка токсичности и загрязненности почв методом фитоиндикации // Вестник Алтайского государственного аграрного университета. – 2003. – № 2. – С. 106-112.
4. Марфенина О.Е. Микробиологические аспекты охраны почв. – М.: Изд-во МГУ, 1991. – 118 с.
5. Методы почвенной микробиологии и биохимии. – М.: Изд-во МГУ, 1991. – 304 с.
6. Назаренко, Н.Н. Биоиндикация окружающей среды: учебно-практическое пособие / Н.Н. Назаренко, М.Ю. Мосиенко. – Челябинск: Изд-во Южно-Урал. гос. гуман. – пед. ун-та, 2019 – 115 с.

**ИЗМЕНЕНИЕ СКОРОСТИ РОСТА
ПОЧВЕННЫХ МИКРОМИЦЕТОВ
ALTERNARIA ALTERNATA И *FUSARIUM OXYSPORUM*
ПРИ УВЕЛИЧЕНИИ КОНЦЕНТРАЦИИ МЕДИ В СРЕДЕ**

Волкова В.Д.¹, Федосеева Е.В.², Терехова В.А.^{1,2}

¹Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова,
факультет почвоведения, Москва, Россия

²Институт проблем экологии и эволюции им. А. Н. Северцова РАН,
Москва, Россия

v_v_d_2000@mail.ru, elenfedoseeva@gmail.com, vterekhova@gmail.com

Микромицеты – обширная и разнообразная экологическая группа микроорганизмов, которая обеспечивает устойчивое функционирование природных экосистем, что особенно актуально в условиях усиливающегося химического загрязнения. По наблюдениям ряда авторов наибольшую устойчивость и сохранение своих физиологических функций проявляют меланинодержущие грибы. Однако сравнительных экспериментальных данных по развитию гиалиновых и пигментированных грибов в идентичных условиях культивирования недостаточно для обобщения и экстраполяции такого заключения в целом на представителей царства грибов. Вместе с тем, помимо теоретического интереса исследования в этом направлении важны для поиска и разработки эффективных микосорбентов [2, 3].

Представители родов *Alternaria* и *Fusarium* часто выделяют из природных объектов, загрязненных тяжелыми металлами [5, 6], что позволяет отнести эти грибы к металлустойчивым.

Анаморфный род грибов *Alternaria* относится к семейству Pleosporaceae (Ascomycota, Dothideomycetes, Pleosporales). В настоящее время род насчитывает более 350 видов. Экологическое и практическое значение грибов рода *Alternaria* очень велико. Многие виды являются сапротрофами, развиваются на разнообразных органических субстратах и наряду с другими микроорганизмами принимают участие в разложении и минерализации растительных остатков. Среди представителей рода присутствуют факультативные фитопатогены и фитопатогены, вызывающие ряд опасных заболеваний сельскохозяйственных растений [9].

Большинство видов рода *Fusarium* представляют почвенные грибы, широко распространённые по всему миру. Среди видов рода *Fusarium* – множество агрономически важных патогенов растений, продуцентов микотоксинов и оппортунистических патогенов человека. Вид *F. oxysporum* – активный сапротроф, обильно развивающий мицелий в почве и других разнообразных субстратах, однако некоторые специфические формы этого вида являются патогенными для растений [11].

Выбор этих микромицетов для исследования физиологической адаптации к загрязнению тяжелыми металлами представляется обоснованным, поскольку в составе многих фунгицидов присутствуют катионы металлов.

Кроме этого, мицелиальная масса грибов рода *Alternaria*, включая вид *A. alternata*, рассматривается как биосорбент тяжелых металлов (Cu, Pb, Cd, Zn, Ni, Co, Hg) [2]. Ряд авторов именно с меланином связывают участие в механизме сорбции, и в частности, высокую устойчивость грибов альтернария к действию меди [6-8].

Относительно простым способом оценки устойчивости микромицетов к действию тяжелых металлов могут служить стабильный рост грибов на средах с содержанием тяжелых металлов, высокие индексы толерантности (ИТ) и значения эффективных концентраций (ЭК) [4].

Цель данной работы заключалась в сравнительной оценке ростовых показателей пигментированного вида *A. alternata* и гиалинового *F. oxysporum* под действием равной дозы катионов меди при культивировании в среде роста с небольшой вариацией содержания источника углерода.

Объектом исследования был почвенный штамм: меланин-продуцирующий фитопатогенный гриб *Alternaria alternata* и гиалиновый *Fusarium oxysporum*, из коллекции лаборатории биологии почв факультета почвоведения МГУ. Грибы культивировали на агаризованной питательной среде Чапека с двумя вариантами содержания сахарозы: 2% и 3%. Сульфат меди вносили в форме раствора в охлажденную среду, создавая методом кратных разведений токсиканта градиент концентраций от 10 мг/л до 100 мг/л в пересчете на ионы Cu. Посев на чашки Петри осуществляли дисками (d 9 мм), вырезанными из колоний маточной культуры микробиологическим сверлом. Кинетические показатели скорости роста колоний оценивали в чашках Петри по из-

менению диаметра колоний, который фиксировали с помощью линейки на 3-и и 5-е сутки.

Эксперимент проводили в 5 повторностях с расчётом средних арифметических и стандартных отклонений, на графиках указан доверительный интервал. Для расчёта эффективных концентраций – ЭК_{10,50,90} – применяли пробитный анализ. Индекс толерантности грибов рассчитывали по уравнению: ИТ = показатель роста при обработке ТМ/показатель роста без обработки ТМ. Значения ИТ ранжируют следующим образом [10]: 0,00–0,39 – очень низкая устойчивость к металлу; 0,40–0,59 – низкая металлостойкость; 0,60–0,79 – умеренная металлостойкость; 0,80–0,99 – высокая металлостойкость; 1,00–>1,00 – очень высокая устойчивость к металлу. Достоверность различий между вариантами определяли с помощью однофакторного дисперсионного анализа (ANOVA) и попарного множественного сравнения (тест Тьюки). Все расчеты проводились в статистических программах R, Excel и ExcelStat.

Результаты

Исследуемые культуры характеризуются высокой скоростью роста на питательной среде без добавок меди, что подтверждает известные данные об отнесении этих видов фузариума и альтернарии к быстрорастущим [1]. Сравнение скорости роста показало заметное преимущество *F. oxysporum*: в контрольных вариантах и при 2%, и при 3 % содержания сахарозы ($0,56 \pm 0,04$ – $0,55 \pm 0,02$ мм/час) (рис. 1, а, б) выше, чем у *A. alternata alternata* ($0,46 \pm 0,02$ – $0,50 \pm 0,07$ мм/час) (рис. 1 в, г).

Реакция на присутствие меди сравниваемых видов заметно различалась. Достоверное снижение скорости роста фузариума отмечается лишь при самой высокой исследуемой концентрации (100 мг/л). В то время как при внесении меди в среду рост *A. alternata* начинает значимо замедляться уже при наименьшей концентрации меди – 10 мг/л. При максимальной исследованной концентрации (100 мг/л) скорость роста гриба составляла $0,06 \pm 0,01$ мм/ч при 2% сахарозе и $0,10 \pm 0,02$ мм/ч при 3% сахарозе.

Для анализа влияния содержания источника углерода проведена статистическая обработка данных, полученных во всех вариантах эксперимента. Факторный анализ позволил заключить, что влияние меди на скорость роста более выражено в среде с большим содержанием сахарозы (табл. 1).

Таблица 1. Влияние концентрации меди на ростовые характеристики микромицетов в условиях эксперимента

Ростовые показатели	Скорость роста	
	F	Pr
<i>F.oxysporum</i> , сахараза 2%	15,24	< 0,0001
<i>F.oxysporum</i> , сахараза 3%	28,92	< 0,0001
<i>A.alternata</i> , сахараза 2%	54,28	< 0,0001
<i>A.alternata</i> , сахараза 3%	110,2	< 0,0001

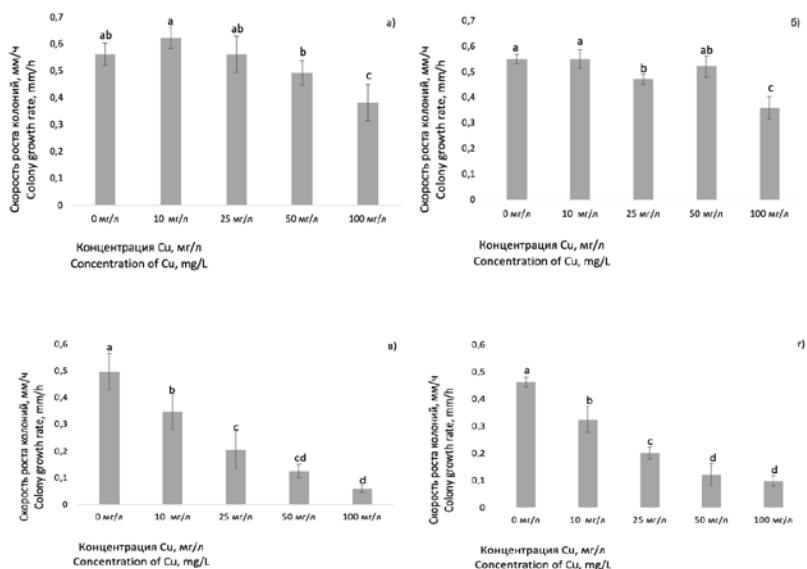


Рисунок 1. Скорость роста микромицетов в зависимости от содержания меди и сахарозы:
 а) *F.oxysporum*, сахараза 2%, б) *F.oxysporum*, сахараза 3%, в) *A.alternata*, сахараза 2%,
 г) *A.alternata*, сахараза 3% (на 5-ые сутки роста)

Примечание. Значения, которым присвоены разные буквы, различаются значимо ($p \leq 0,05$, критерий Тьюки)

Исходя из значений индекса толерантности ИТ (табл. 2), *A. alternata* можно отнести к умеренно устойчивым к действию меди при минимальной исследуемой концентрации.

Таблица 2. Индексы толерантности *A. alternata* и *F. oxysporum* к действию меди при разном содержании сахарозы (5ый день роста)

Гриб	<i>A. alternata</i>		<i>F. oxysporum</i>	
	2% сахарозы	3 % сахарозы	2% сахарозы	3 % сахарозы
Концентрация меди, мг/л				
10	0,70	0,70	1,09	1,00
25	0,41	0,43	1,01	0,85
50	0,25	0,26	0,87	0,94
100	0,12	0,21	0,68	0,65

Повышение концентрации меди в среде выявило различия в степени толерантности, обусловленное влиянием содержание сахарозы. При самой высокой концентрации меди при 3% сахарозы ИТ несколько выше (0,21), чем ИТ при 2%. (0,12). В условиях стресса, вызванного действием тяжелых металлов, *A. alternata* формирует достаточно компактные колонии с активным спороношением [10].

F. oxysporum на основании полученных данных (табл. 2), можно отнести к высокоустойчивым к действию меди практически при всех исследуемых концентрациях (кроме наибольшей из испытанных – 100 мг/л).

Повышенная толерантность *F. oxysporum* и более высокие значения ИТ, вероятно отчасти связаны с изначально более высокой скоростью роста колоний этого вида, а также, по всей видимости, специфическим характером реакции на стресс, вызванным действием меди, механизм которого предстоит

Расчеты эффективных концентраций меди (табл. 3), дополнительно доказывают более высокую устойчивость фузариума к меди, по сравнению с альтернарией.

Эффективные концентрации ЭК50 свидетельствуют о том, что для ингибирования роста *F. oxysporum* требуется больше меди (не менее чем в 7 раз), чем для аналогичного уровня подавления развития колоний *A. alternata*.

Таблица 3. Эффективные концентрации (ЭК) Cu (мг/л), отражающие 50, 30 и 10% ингибирование скорости роста *A. alternata* и *F. oxysporum*

Гриб	<i>A. alternata</i>		<i>F. oxysporum</i>	
	2% сахарозы	3% сахарозы	2% сахарозы	3% сахарозы
ЭК10	3,4	2,6	51,8	27,26
ЭК30	9,7	8,7	91,2	137,1
ЭК50	19,7	21,0	134	415

Таким образом, экспериментальные данные об изменении роста сравниваемых микромицетов под влиянием меди позволяют заключить, что устойчивость меланизированной культуры альтернэрии ниже, чем немеланизированного фузариума. В соответствии с принятым ранжированием *A. alternata* можно отнести к устойчивым к действию меди, а *F. oxysporum* – к высокоустойчивым. Такая закономерность проявляется в вариантах с разным содержанием сахарозы в среде роста – 2% и 3%. При этом хорошо ярче выражен угнетающий эффект меди в присутствии более высокой дозы сахарозы как на *F. oxysporum*, так и на *A. alternata*, что может свидетельствовать о снижении толерантности к тяжелым металлам при избытке органического источника углерода.

Финансирование. Работа выполнена при поддержке РФФ, грант №22-24-00666.

Литература:

1. Полянская Л. М., Кочкина Г. Н., Кожевин П. А., Звягинцев Д. Г. Кинетическое описание структуры комплексов почвенных актиномицетов. Микробиология. 1988. 57 (5): 854-859.
2. Скугорева С. Г. Скугорева С.Г., Кантор Г.Я., Домрачева Л.И. и др., 2019 Оценка сорбционных способностей различных видов микромицетов рода *Fusarium* по отношению к ионам тяжёлых металлов //Теоретическая и прикладная экология. №. 4. С. 102-109.
3. Скугорева С.Г., Кантор Г.Я., Домрачева Л.И., 2018 Сравнительный анализ эффективности использования сорбентов различной при-

роды по отношению к ионам меди (II) //Теоретическая и прикладная экология. №. 3. С. 12-18.

4. Федосеева Е.В., Кирюшина А.П., Стом Д.И., Терехова В.А. Устойчивость почвенных микромицетов *Trichoderma viride* и *Alternaria alternata* к тяжелым металлам Cu и Pb. Теоретическая и прикладная экология. 2022. No. 3. P. 118-127. doi: 10.25750/1995-4301-2022-3-118-127
5. Alsabhan A.H., Perveen K., Alwadi A.S. Heavy metal content and microbial population in the soil of Riyadh Region, Saudi Arabia // Journal of King Saud University – Science. 2022. V. 34. Article No. 101671. doi: 10.1016/j.jksus.2021.101671
6. Caesar-Tonthat T.C., Kloeke F.V., Geesey G.G., Henson J.M. Melanin production by a filamentous soil fungus in response to copper and localization of copper sulfide by sulfide-silver staining // Appl. Environ. Microbiol. 1995. V. 61. P. 1968–1975. PMID: PMC1388449.
7. Ezzouhri L., Castro E., Moya M., Espinola F., Lairini K. Heavy metal tolerance of filamentous fungi isolated from polluted sites in Tangier, Morocco // Afr. J. Microbiol. Res. 2009. V. 3. No. 2. P. 35–48. doi: 10.5897/AJMR.9000354
8. Gadd G.M., De Rome L. Biosorption of copper by fungal melanins // Appl. Microbiol. Biotechnol. 1988. V. 29. P. 610–617. doi: 10.1007/2FBF00260993
9. Nazarov P. A., D. N. Baleev, M. I. Ivanova, L. M. Sokolova, M. V. Karakozova. Infectious Plant Diseases: Etiology, Current Status, Problems and Prospects in Plant Protection. ACTA NATURAE. 2020. 12 (3): 46.
10. Oladipo O.G., Awotoye O.O., Olayinka A., Bezuidenhout C.C., Maboeta M.S. Heavy metal tolerance traits of filamentous fungi isolated from gold and gemstone mining sites // Brazilian journal of microbiology. 2018. V. 49 (1). P. 29–37. doi: 10.1016/j.bjm.2017.06.003.
11. Smith, O. B.; Osafo, E. L. K.; Adegbola, A. A., 1988. Studies on the feeding value of agro-industrial by products: strategies for improving the utilisation of cocoa-pod-based diets by ruminants. Anim. Feed Sci. Technol., 20: 189-201.

МИКРОБНЫЙ ТОКСИКОЗ ДИСПЕРСНЫХ ГРУНТОВ И ЕГО ВЛИЯНИЕ НА РЕЗУЛЬТАТЫ ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ

Григорьева И.Ю., Садов С.С.

*Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова,
геологический факультет, Москва, Россия
ikagr@inbox.ru, sadovss@my.msu.ru*

Под грунтами в грунтоведении, как одном из разделов инженерной геологии, понимаются любые горные породы, почвы, осадки и антропогенные геологические образования, рассматриваемые как многокомпонентные динамичные системы, исследуемые в связи с планируемой, текущей или осуществленной инженерно-хозяйственной, и прежде всего инженерно-строительной, деятельностью человека [1]. Дисперсные грунты, которые, по сути, представляют собой рыхлые осадочные породы, обладающие неоднородностью состава, динамичностью изменения свойств, являются достаточно сложным объектом для разработки систем экологической оценки вообще и биотестирования в частности [11]. К сожалению, теоретическое обоснование подходов к биотестированию этих природных и антропогенно-преобразованных сред на сегодняшний день практически не разработано [2, 3]. Вполне очевидно, что в отличие от почвенных горизонтов, для которых в большей степени ведется разработка методических подходов [5, 13, 14], дисперсные грунты, как объекты исследования имеют ряд характерных особенностей. Эти особенности во многом будут определять и различие методов их биодиагностики.

Существующие подходы к экологической оценке дисперсных грунтов и роль микробного токсикоза

Следует отметить, что на сегодняшний день, в целом, биотесты в отношении грунтовых систем чрезвычайно востребованы, поскольку грунты представляют собой один из самых распространенных видов отходов [2, 12]. И если с увеличением уровня антропогенного воздействия на окружающую среду ко-

личество отходов в целом неуклонно растет (рис. 1), то при этом доля отходов V класса опасности в стране достигает более 90 % от их общего объема. Согласно оценкам [12], в большей степени отходы V класса опасности – это отходы горнодобывающей промышленности и грунты, образующиеся в результате строительной деятельности. И, как хорошо известно, соответствующими нормативами [9] устанавливается обязательное подтверждение V класса опасности отходов на основе биотестирования. Однако для этого вида отходов методическая база оценки их класса опасности практически не разработана и требует пристального внимания со стороны специалистов в области грунтоведения.

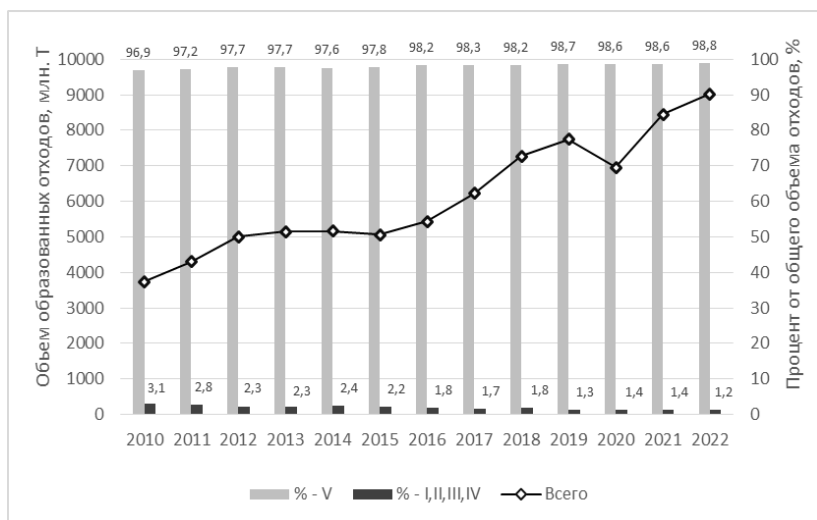


Рисунок 1. Образование отходов производства и потребления по классам опасности в России, млн т [2, 12]

Всё это является ярким свидетельством актуальности разработки подходов к биотестированию дисперсных грунтов. Наиболее значимым при этом является задача разработка методических подходов к биотестированию с учетом способов дальнейшего использования этих грунтов.

В целом, проведенные нами многочисленные экспериментальные исследования и полевые наблюдения на различных по

составу дисперсных грунтах, загрязнённых нефтью и нефтепродуктами, тяжелыми металлами, солями и т.д. позволяют сделать ряд выводов и дать рекомендации, определяющие методические подходы к биотестированию грунтов. Одним из приемлемых как с практической точки зрения, так и с позиций учета возможности влияния на биологические объекты является использования в качестве тест-организмов высших растений, т.е. проведение фитотестирования [2, 3].

Как правило, согласно существующим нормативам [8, 10], биотестирование грунтов-отходов проводится на основе их водной вытяжки. Тогда как с позиций грунтоведения, очевидно, что для адекватной оценки подобных образцов необходимо оценивать в биотест-системе и твердый компонент грунтов [3]. При этом одним из наиболее значимых недостатков методов, анализирующих водную вытяжку из грунтов, является проведение тестирования, не предполагающего непосредственного контакта с ним [2], что в свою очередь может дать результат отличный от реальной степени загрязненности грунта. Причиной данного занижения уровня экологической опасности является не учет возможного сорбирования загрязнителя на поверхности твердого компонента грунта. Помимо этого, в отсутствии непосредственного контакта с грунтом, упускается еще один фактор, который может оказать значительное влияние на результаты биотестирования – проявление токсикоза грунтов.

Токсикоз грунтов — свойство грунтов угнетать рост и развитие растений в результате образования и накопления в них токсичных продуктов метаболизма микроорганизмов и выделений растений [6]. Токсичность грунтов является результатом нарушения экологического равновесия в системе «грунт-растение», вследствие чего возможна перегруппировка микроорганизмов в направлении повышения значимости патогенной для растительных и животных организмов микрофлоры.

Фитотоксичные формы имеются у всех основных форм микроорганизмов, встречаемых в грунтовых системах, и в первую очередь в почвенном горизонте. Для установления токсичности грунтов используют в качестве теста реакцию проростков высокочувствительных растений (кресс-салат, редис, горох и др.).

Объекты и методы исследования

С целью подтвердить данное предположение, а также подробно изучить проявление токсичности грунта в отношении высших растений, был проведен лабораторный эксперимент по методу «грунтовых (почвенных) пластин, являющийся модификацией приема «добавок», широко используемого в экологии микроорганизмов [7].

Микробный токсикоз определяют методом почвенных (грунтовых) пластин с иницированным микробным сообществом, которое получают после обогащения образца грунта крахмалом или глюкозой. Для синхронной активизации микроорганизмов необходимо использовать образцы грунта, выдержанные не менее 2 недель в воздушно-сухом состоянии и иницировать развитие микроорганизмов внесением в грунт полимерного питательного субстрата. Крахмал обладает уникальными свойствами для инициации, поскольку он быстро утилизируется многими микроорганизмами, при этом микроорганизмы интенсивно образуют репродуктивные органы. Разница в результатах, полученных на грунтах с иницированным и неиницированным микробным сообществом, свидетельствуют о наличии микробного токсикоза.

Эксперимент по оценке микробного токсикоза грунтов позволяет оценить присутствие эффекта хронического токсикоза исследуемых образцов, а также определить наличие микробных сообществ, в том числе фитотоксичных форм микроорганизмов и продуктов метаболизма микрофлоры, проявляющих токсическое воздействие в отношении высших растений. Для всех зафиксированных в ходе проведения эксперимента данных проводилась статистическая обработка в целях повышения достоверности.

В качестве объекта изучения были выбраны глинистые грунты (супеси и суглинки), отобранные на территории района Богородское города Москвы (вблизи ул. Краснобогатырская и реки Яуза). В качестве тест-организма были использованы семена кресс-салата (*Lepidium sativum*), сорта «Курлед». Данное однолетнее травянистое растение было выбрано исходя из короткого времени прорастания и высокой степени восприимчивости к различного рода токсикантам на стадии прорастания.

Результаты проведенных исследований

Измеряемыми тест параметрами стали всхожесть – отражающая наличие эффекта токсичности объекта исследования, и длина корневой системы – отражающая степень проявления токсичности [4]. Так же на основании длин корневой системы и ростков тест-культуры рассчитывался дополнительный параметр – эффект торможения.

По результатам полученных данных производился расчет всхожести для каждого типа грунта. Наиболее яркое проявление замедления развития в исследуемых образцах было обнаружено в песчаных и супесчаных грунтах, у которых было отмечено наиболее низкое значение начальной всхожести и ярко выражено ступенчатое развитие прорастания семян в течении всей длительности эксперимента. Также, можно сделать вывод, для грунтов с инициацией микробного сообщества характерна более интенсивная задержка пробуждения используемой тест-культуры на 3 дня, по сравнению с грунтами без инициации.

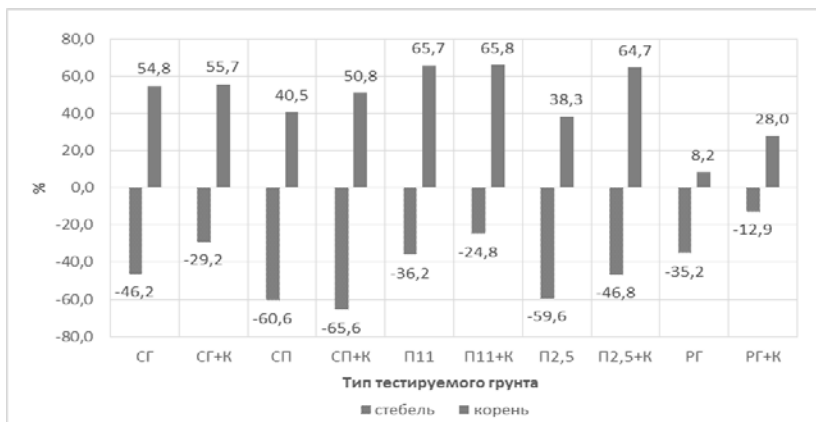


Рисунок 2. Эффект торможения корней и ростков *Lepidium sativum* по отношению к контролю, где СГ – суглинок; СГ+К – суглинок с добавлением крахмала; СП – супесь, СП+К – супесь с добавлением крахмала; РГ – референтный грунт; РГ+К – референтный грунт с добавлением крахмала; П2,5 – песок мелкий; П2,5+К – песок мелкий с добавлением крахмала; П11 – песок средней крупности; П11+К – песок средней крупности с добавлением крахмала

Для оценки не только наличия эффекта микробного токсикоза, но и степени его проявления, проводились измерения длин корней и ростков тест-культур с последующим расчетом эффекта торможения, отражающего интенсивность проявления токсичности (рис 2).

При оценке эффекта торможения развития измеряемых вегетативных органов *Lepidium S.* по отношению к контролю было отмечено присутствие положительных значений данного эффекта в отношении корней во всех проанализированных пробах, и прямо противоположная ситуация в отношении ростков, где отмечался эффект стимуляции.

Заключение

Предложенный для почв [7] и экспериментально апробированный на дисперсных грунтах, метод определения микробного токсикоза позволяет достоверно определить наличие изменений в комплексе микроорганизмов, обитающих в грунтах, и может быть успешно использован для контроля за изменениями в состоянии грунта, вызванным различными видами антропогенного воздействия. Это свойство должно непременно учитываться при оценке биотических свойств грунтов.

На основе проведенных нами исследований проявление токсичности дисперсных грунтов разной степени интенсивности в отношении высших растений было установлено более чем в половине образцов. Эти результаты позволяют сделать вывод о необходимости дальнейшего подробного изучения данного явления, а также рекомендовать проведение подобных исследований при определении хронической фитотоксичности для дисперсных грунтов. Кроме того, видится целесообразным включение определения данного свойства в обязательный перечень проводимых экотоксикологических исследований при оценке класса опасности грунтов.

Литература

1. Базовые понятия инженерной геологии и экологической геологии: 280 основных терминов. / Под ред. В.Т.Трофимова. – М.: ОАО Геомаркетинг, 2012. – 320 с.
2. Григорьева И. Ю., Морозов А. В., Садов С. С. Биодиагностика экологического состояния дисперсных грунтов // Фундаментальные и прикладные вопросы современного грунтоведения. Сергеевские чтения: Матер. годичной сессии Научного Совета РАН по проблемам геоэкологии, инженерной геологии и гидрогеологии

- (31 марта – 01 апреля 2022 г.). — М.: ГеоИнфо, 2022. — Т. 23. — С. 355-361.
3. Григорьева И.Ю., Федосеева Е.В., Морозов А.В., Садов С.С. О необходимости изменения подходов к оценке классов опасности грунтов-отходов // Геоинфо. Электронный журнал. — 2019. — № 26 сентября. URL: <https://www.geoinfo.ru/product/grigoreva-iyayurevna/o-neobhodimosti-izmeneniya-podhodov-k-ocenke-klassov-opasnosti-gruntov-othodov-41433.shtml>.
 4. ГОСТ Р ИСО 18763-2019. Качество почвы. Определение токсического воздействия загрязняющих веществ на всхожесть и рост на ранних стадиях высших растений. – М.: Стандартинформ, 2019. – 27 с.
 5. Капелькина Л.П., Бардина Т.В., Бакина Л.Г., Чугунова М.В., Герасимов А.О., Маячкина Н.В., Галдянец А.А. «Методика выполнения измерений всхожести семян и длины корней проростков высших растений для определения токсичности техногенно-загрязненных почв» СПб: Изд-во «Фора-принт», 2009. – 19 с.
 6. Королёв В. А., Трофимов В. Т., Самарин Е. Н., и др. /Лабораторные работы по грунтоведению: уч. пособие / Под ред. В. Т. Трофимова и В. А. Королёва, изд. 3-е испр. и доп / КДУ Москва, 2017. — 654 с.
 7. Методы почвенной микробиологии и биохимии: Учеб. пособие/ Под ред. Д.Г.Звягинцева. – М.: Изд-во МГУ, 1991. – 304 с.
 8. МР 2.1.7.2297-07. Обоснование класса опасности отходов производства и потребления по фитотоксичности. Методические рекомендации – Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, 2007. – 15 с.
 9. Приказ Министерства природных ресурсов и экологии Российской Федерации от 04.12.2014 № 536 «Об утверждении Критериев отнесения отходов к I-V классам опасности по степени негативного воздействия на окружающую среду» URL: <http://publication.pravo.gov.ru/Document/View/0001201512310003> (дата обращения 20.06.2023).
 10. РД 64-085-89. «Методические указания. Методические основы биотестирования и определения генетической опасности отходов, поступающих в окружающую среду», 1990 – 45 с.
 11. Терехова В.А. Биотестирование как метод определения класса опасности отходов// Экология и промышленность России, 2003. – № 12. – С. 27-29.

12. Федеральная служба государственной статистики [https://rosstat.gov.ru] URL: https://rosstat.gov.ru/folder/11194 – дата обращения 27.06.23
13. Федосеева Е.В., Сапункова Н.Ю., Терехова В.А.: Практическая Экотоксикология: оценка чувствительности биотест-культур. – М.: ГЕОС, 2016. – 54 с.
14. Федотов Г.Н., Шоба С.А., Федотова М.Ф., Горелкин И.В. Влияние аллелотоксичности почв на прорастание семян зерновых культур // Почвоведение, 2019. – № 4. – С. 489-496.

ПЕРСПЕКТИВА ПРИМЕНЕНИЯ НЕЙРОННЫХ СЕТЕЙ ПРИ ОЦЕНКЕ ОТКЛИКА БИОЛОГИЧЕСКИХ СИСТЕМ НА ТОКСИЧЕСКОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ ПОЛЛЮТАНТОВ

*Гусев Ю.С., Эрдниев Л.П., Кузянов Д.А.,
Мамонова И.А., Кошелева И.С.*

*Саратовский медицинский научный центр гигиены Федерального
бюджетного учреждения науки «Федеральный научный центр
медико-профилактических технологий управления рисками здоровью
населения» Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав
потребителей и благополучия человека, Саратов, Россия
yuran1989@yandex.ru*

В настоящее время оценка токсического воздействия поллютантов объектов окружающей среды на организм человека основана на четырех методических подходах. Первый, включающий химические методы определения спектра воздействующих поллютантов и их концентраций. Второй и третий направлены на оценку токсического воздействия с применением биологических объектов с разным уровнем организации и альтернативных моделей, имеющих общие морфофункциональные параметры с человеком. Четвёртый подход основан на математическом моделировании условий воздействия поллютантов и возможных откликов биологических систем на их воздействие с учетом закономерностей развития токсического процесса. Конечной целью всех исследований является процедура химико-токсикологического прогнозирования вредного воздействия поллютантов объектов окружающей среды на здоровье человека и население в целом. Представленные методические подходы находятся в процессе непрерывного эволюционирования за счет внедрения новых технологий и методов исследований. Одним из направлений совершенствования, является внедрение нейронных сетей в методологию моделирования токсических эффектов и прогнозирования показателей токсичности.

Так, самые ранние математические модели прогнозирования показателей токсичности основаны на предположении о существовании связи строения веществ с их свойствами (активностью). В качестве примера реализации этой методологии следу-

ет привести программный продукт «QSAR Toolbox» Европейского Химического Агентства, который широко применяется для органических соединений [1]. Однако результаты прогнозирования по этой методологии могут носить ориентировочный характер и позволяют чаще всего определить порядок чисел, что зачастую недостаточно даже на самых ранних этапах токсикологической оценки поллютанта. Так, исследователями Белорусского государственного медицинского университета была показана низкая сходимость (отклонение более 50%) в 85% случаях для 30 химических соединений [2].

В других случаях для прогнозирования токсичности предполагается использовать зависимости физико-химических свойств химических веществ и показателей их токсичности при различных путях поступления (внутрижелудочный, накожный, ингаляционный). Таким образом, показатели токсичности (средние смертельные дозы и концентрации) в этой модели являются выходным продуктом анализа нейросети, а входными данными являются физико-химические свойства: молярная масса, плотность, температура кипения, давление насыщенного пара, растворимость и т.д. Типичная математическая модель представлена программным продуктом российской компании Base-Group Labs [3].

Однако особое внимание заслуживают исследования, направленные на прогнозирование показателей токсичности по результатам математического моделирования, основанного на совокупном анализе структуры соединения, его физико-химических свойств, данных о биохимических процессах взаимодействия веществ с ферментными системами и биотрансформации их в организме человека [4]. Исследования подтверждают, что многослойные нейросети успешно хорошо себя зарекомендовали при анализе линейных функций, определяющих выраженность токсических процессов по связи «структура – ингибирующая способность» для большого числа ферментов. Также имеется ряд работ по использованию многослойной сети для описания связи «химическое вещество-рецептор» и «химическое вещество-активность ионных каналов» [6-8].

Необходимо отметить, что при разработке математических моделей с учетом процессов биотрансформации химических веществ в соответствии с патогенетической моделью интоксикации необходимо учитывать ведущие стадии взаимодействия

вещества с организмом, такие как: стадия поступления в организм и транспорта к активному центру, в качестве которого выступают ферменты или макромолекулярные рецепторы, стадия трансформации, стадия взаимодействия образовавшихся метаболитов с макромолекулами и стадия выделения вещества из организма [4]. Накопленный опыт экспериментальных исследований определяет, что токсический процесс может проявиться на любой стадии биотрансформации химического вещества.

В настоящей работе предлагается рассмотреть вариант перспективного применения рекуррентной нейронной сети при оценке отклика биологических систем на токсическое воздействие поллютантов. Предполагается, что математическая модель, основанная на работе многослойной нейронной сети, позволит исследователям не только спрогнозировать показатели токсичности химических веществ, но и поможет разработать дизайн токсикологического исследования с указанием применяемых методологий, критериев оценки и вероятностей развития токсических эффектов у биологических объектов с разным уровнем организации. Алгоритм работы предлагаемой нейронной сети можно сравнить с последовательностью этапов, которые включаются в процесс принятия решений при разработке дизайна токсикологического исследования для оценки острой токсичности химического соединения. В связи с тем, что математическая модель находится на этапе разработки программного продукта и оформления авторских прав, в докладе будут тезисно представлены основные положения алгоритма реализации решения.

Основной принцип математической модели заключается в том, что нейронная сеть на каждом уровне принятия решений способна формировать варианты выходных заключений на основе входных данных, которые затем становятся входными данными для следующего уровня. Исходные входные данные определяются названием вещества в соответствии с химической номенклатурой, путем поступления в организм человека и воздействующей дозой или концентрацией, условиями воздействия (влажность, температура, пол, возраст, агрегатное состояние поллютанта и т.д.). В случае указания концентрации необходимы данные о воздействующем объеме.

Чаще всего в основе токсического действия лежат химические реакции токсиканта с определёнными структурными эле-

ментами живой системы. Поэтому по указанным входным данным предполагается определение поллютанта к группе химических соединений в зависимости от предполагаемых процессов биodeградации и механизмов формирования токсического эффекта в биологических системах на основании специфических мишеней, биохимических, патоморфологических и функциональных изменений в результате реализации токсического эффекта. Но как правило мишенями для токсического воздействия являются: структурные элементы межклеточного пространства, структурные элементы клеток и структурные элементы систем регуляции клеточной активности. Поэтому в качестве примера можно привести разделение поллютантов на группы по реализации токсического эффекта через электролитные эффекты, рН-эффекты, связывания и инактивации структурных элементов межклеточной жидкости, нарушения эффекты, обусловленные изменением осмотического давления, нарушением структуры белков, нуклеиновых кислот, липидных элементов мембраны, усиления синтеза, блокады или активация энзимов и т.д. Выходные данные, полученные в ходе анализа, проведенного нейросетью, позволят на следующем этапе принять решение о выборе ряда биологических объектов с достаточным уровнем организации для регистрации токсических процессов, протекающих под воздействием поллютанта.

Параллельно нейросетью проводится выбор методологий исследований и критериев оценки для каждого вида биообъектов в соответствии с дозой нагрузкой и условиями воздействия поллютанта. Достаточность уровня организации биообъекта определяется возможностью отреагировать на воздействие поллютанта или продуктов его деструкции путем формирования регистрируемого маркерного показателя. В качестве маркерных показателей могут быть использованы ростовые реакции, выживаемость, биохимические реакции или продукты метаболизма, морфологические и функциональные изменения, поведенческие реакции, и т.д.

На данном этапе возможно проведение токсикологических исследований поллютанта с целью получения данных о его токсичности на основе выходных результатов. Полученные результаты могут быть использованы для создания базы данных, которая впоследствии может быть использована для обучения нейронной сети. Для этого рекомендуется применять алгоритм

контролируемого обучения, основанный на извлечении знаний из обучающих данных с полностью аннотированными метками или с использованием методов выбора правильности принятия решений.

Предполагается, что алгоритм определения показателей вероятной токсичности поллютанта для предлагаемого видового ряда биообъектов будет базироваться на выборе существующих результатов из базы данных. Формирование базы данных показателей токсичности поллютантов реализуется посредством анализа имеющихся экспериментальных исследований. Одновременно для веществ с аналогичными механизмами действия предполагается формирование базы межвидовых коэффициентов изменения токсичности. Это позволит нейросети провести прогнозный расчет недостающих показателей токсичности, для конкретных биообъектов по имеющимся экспериментальным данным.

Принцип использования нескольких типов и видов биообъектов при прогнозировании показателей токсичности поллютантов для человека основан на сравнительном анализе межвидовых показателей токсичности и различием в морфологических, биохимических и функциональных параметрах биообъектов. По результатам анализа возможно выявление корреляционных зависимостей, определяющих закономерности формирования величины токсикологического показателя.

Как известно условия воздействия поллютанта на биологический объект определяют вариабельность токсикологического показателя в диапазоне от 2 до 100 раз [9, 10]. Поэтому математическая модель должна включать процедуру оценки изменения показателя токсичности поллютанта в зависимости от условий воздействия для каждого вида биологических объектов. Предполагается, что с повышением уровня организации биологического объекта влияние факторов будет усиливаться, а показатель вариабельности токсичности будет возрастать.

Итоговыми выходными данными должны служить показатели токсичности исследуемого поллютанта для человека и вероятности развития вредных неканцерогенных эффектов у человека, а также показатели неканцерогенного и канцерогенного рисков [11]. При прогнозировании показателей токсичности предполагается использование нейросетью стандартных алгоритмов, основанных на поиске межвидовых коррелирующих

связей между токсичностью и изменяемыми морфологическими, биохимическими, функциональными параметрами, которые могут быть зарегистрированы в биологических системах.

Литература

1. Гусева Е. А. Сравнительная оценка математических моделей прогнозирования острой токсичности химических веществ / Гусева Е. А., Н. И. Николаева, А. С. Филин, О. Н. Савостикова. Гигиена и санитария. – 2022. – Т. 101, № 7. – С. 816-823.
2. Лишай А.В. Прогнозирование токсичности соединений с помощью ресурса GUSAR. [Электронный ресурс]. Режим доступа: <https://www.bsmu.by/downloads/universitet/100let/12-21/9-12/farm/14-farm.pdf> (дата обращения: 13.07.2023).
3. Еремина, В. С. Разработка моделей прогнозирования показателей опасности химической продукции в условиях неопределенности / В. С. Еремина, П. Г. Михайлова // Успехи в химии и химической технологии. – 2017. – Т. 31, № 8(189). – С. 45-47.
4. Харчевникова Н. В. Научные основы прогноза токсичности и опасности химических веществ с учетом механизма токсического действия: специальность 14.02.01 «Гигиена»: диссертация на соискание ученой степени доктора биологических наук / Харчевникова Нина Вениаминовна. – Москва, 2011. – 386 с.
5. Филимонов Д.А. Интегральная оценка токсичности ксенобиотиков с учётом их метаболизма в организме человека. / Филимонов Д. А., Беженцев В.М., Дмитриев А.В., Иванов С.М., Карасев Д.А., Лагунин А.А., Погодин П.В., Поройков В.В., Рудик А.В. // XXV Российский национальный конгресс "Человек и лекарство". Сборник Материалов конгресса., 2018. – с.91
6. Баскин, И. И. Многослойные перцептроны в исследовании зависимостей "структура- свойство" для органических соединений / И. И. Баскин, В. А. Палюлин, Н. С. Зефилов // Российский химический журнал. – 2006. – Т. 50, № 2. – С. 86-96.
7. Осипов, А. Л. Компьютерный анализ химических данных для предсказания токсикологических свойств / А. Л. Осипов, В. П. Трушина // Нейроинформатика, её приложения и анализ данных: Материалы XXVII Всероссийского семинара, Красноярск, 27–29 сентября 2019 года. – Красноярск: Институт вычислительного моделирования СО РАН, 2019. – С. 83-86.
8. Мусаев, Э. Э. Программный комплекс для прогнозирования и исследования характеристик противогрибковых антибиотиков /

- Э. Э. Мусаев, Т. Б. Чистякова, В. В. Белахов // Известия Санкт-Петербургского государственного технологического института (технического университета). – 2021. – № 57(83). – С. 68-74
9. Бонитенко Е.Ю., Кашуро В.А., Башарин В.А. Вопросы моделирования в экспериментальной токсикологии и медицине. Биомодели нулевого порядка. Мед. труда и промышленная экология 2022; 62(11): 718–732.
 10. Каркищенко Н. Н. Через критерии подобия и аллометрии к валидации и экстраполяции в биомедицине / Н. Н. Каркищенко // Биомедицина. – 2007. – № 1. – С. 5-28.
 11. Свидетельство о государственной регистрации программы для ЭВМ № 2021662306 Российская Федерация. Анализ канцерогенного и неканцерогенного ингаляционного риска здоровью населения по результатам расчетов рассеивания: № 2021661353: заявл. 16.07.2021; опубл. 26.07.2021 / Н. В. Зайцева, С. В. Клейн, П. З. Шур [и др.]; заявитель Федеральное бюджетное учреждение науки «Федеральный научный центр медико-профилактических технологий управления рисками здоровью населения» Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека.

ОПЫТ КОМПЛЕКСНОЙ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ЗАГРЯЗНЕННОГО ПОЙМЕННОГО ОЗЕРА

Дабак Е.В.¹, Кондакова Л.В.^{1,2}, Кутявина Т.И.², Кантор Г.Я.^{1,2}

¹*Институт биологии ФИЦ Коми НЦ УрО РАН, г. Сыктывкар, Россия*

²*Вятский государственный университет, г. Киров, Россия*

dabakh@mail.com

Объективную оценку состояния экосистем можно получить, используя химические и биологические методы анализа. Преимущества методов биоиндикации и биотестирования в оценке состояния природных вод отмечены в литературе [2]. В настоящей работе обсуждаются результаты многолетнего мониторинга поверхностных вод с использованием химических и биологических методов анализа.

Исследования проводились в центральной части Кировской области, расположенной на северо-востоке европейской части России в подзоне южной тайги.

Объектом исследования были пробы воды, отобранные из пойменного озера в долине р. Вятки в районе хранилищ отходов химических предприятий г. Кирово-Чепецка. Озеро имеет характерную для пойменных водоемов вытянутую форму, по результатам батиметрической съемки максимальные глубины, достигающие 5–6 м, выявлены в трех ямах, расположенных вдоль озера примерно на равных расстояниях друг от друга. На протяжении 9 лет пробы воды из озера отбирали с трех глубин 0, 2,5 и 5 м в соответствии с ГОСТ Р 59024-2020 в одно и то же время – в конце лета. Электропроводность в полевых условиях измеряли при помощи кондуктометра WTW Cond 3310 с погружным комбинированным датчиком TetraCon 325, глубина погружения ячейки определялась по отметкам на кабеле с точностью 0,1 м.

Ионный состав воды определяли методом фотометрии (ПНД Ф 14:1:2:2.1-95) и хроматографии (ФР.1.31.2008.01724) в экоаналитической лаборатории Вятского государственного университета (ВятГУ), элементный состав – методами масс-спектрометрии и атомно-эмиссионной спектрометрии с индуктивно связанной плазмой в Аналитическом сертификационном

испытательном центре Института проблем технологии микроэлектроники и особо чистых материалов РАН (г. Черноголовка).

Для изучения фитопланктона использовали метод отстаивания: 0,5 литра пробы воды из водоёма помещали в бутылку и фиксировали раствором 40% формалина до появления устойчивого запаха. Вода отстаивалась 15–20 дней, планктон в это время осаждался. Воду отсасывали из середины бутылки сифоном, при этом планктон оставался на дне. Видовой состав фитопланктона определяли под микроскопом, используя отечественные и зарубежные определители.

Биотестирование проб воды выполнено на базе аккредитованной Научно-исследовательской экоаналитической лаборатории ВятГУ по аттестованным методикам – ФР 1.39.2015.19243, ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.11-04, 16. 1:2:3:3.8-04, 2010, ФР 1.39.2007.03222, 2007.

В окрестностях хранилищ отходов химических предприятий техногенное воздействие на поверхностные водные объекты проявляется в поступлении в озеро загрязненных подземных вод, в солевом составе которых преобладает нитрат аммония [1]. В элементном составе как подземных, так и поверхностных вод выявлены высокие концентрации натрия, магния, стронция, марганца, бария и лития.

Динамика содержания солей в водоеме определяется, главным образом, двумя факторами: разгрузкой загрязненных подземных вод в межпаводковый период и ежегодным смыванием верхнего слоя воды во время весеннего паводка. Мощность смытого слоя зависит не только от высоты подъема воды во время половодья, но и от длительности паводка, от погодных условий. В послепаводковый период граница повышенной минерализации воды, обусловленной поступлением загрязненных подземных вод, начинает подниматься к поверхности. К концу лета нижние слои характеризуются высокой степенью минерализации.

Распределение электропроводности воды по глубине в августе 2014 году (после относительно высокого паводка), в 2019 году (после самого низкого за время наблюдений паводка) и в 2022 году представлено на рисунке 1. Коэффициент корреляции между электропроводностью и содержанием в воде иона аммония составляет 0,99.

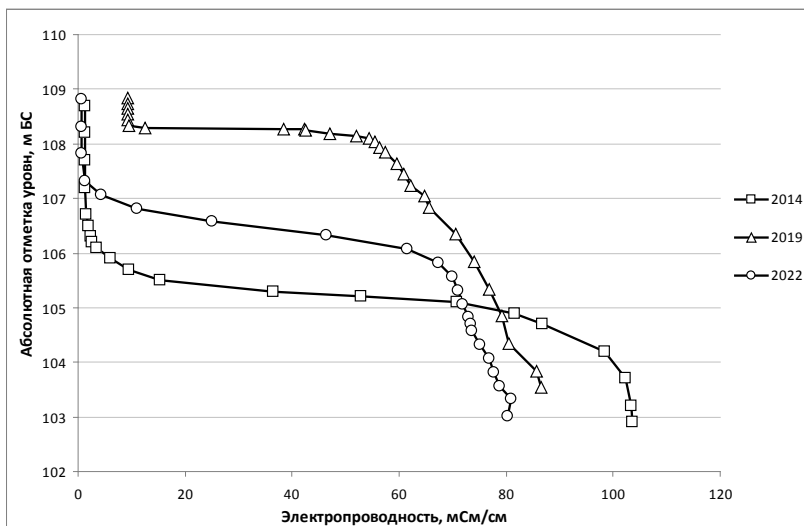


Рисунок 1. Распределение электропроводности воды в озере по глубине в августе 2014–2022 гг.

Максимальная концентрация солей в придонном слое выявлена в 2014 году, со временем она снижается. Наиболее близко к поверхности скачок концентрации растворенных веществ отмечался в 2019 году в связи с низким паводком и отсутствием промывки водоема в течение 2 лет. В 2022 году скачок концентраций отмечался на глубине около 2 м.

Биоиндикацию состояния воды в озере проводили по двум показателям: видовому составу и разнообразию альгоцианофлоры.

По результатам альгологических исследований видовое разнообразие фитопланктона в пойменном озере было выше в 2017, 2020 и 2021 гг. (табл.).

Таблица. Общее количество видов водорослей в озере в 2014–2022 гг.

Количество видов водорослей по годам исследования								
2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
-	18	18	27	21	18	26	26	19

В целом видовое разнообразие невысокое. Например, в фитопланктоне р. Вятки, вода из которой ежегодно в паводок поступает в озеро, было выявлено 390 видов [3]. Отсутствие многих типичных для водоемов региона видов может указывать на неблагоприятные природные факторы или на ухудшение качества воды.

Распределение видового разнообразия фитопланктона по глубинам в течение 9 лет показано на рисунке 2. Высокоминерализованные придонные слои (пробы с глубины 5 м) отличались меньшим видовым разнообразием, однако в 2020 и, особенно, в 2019 годах в условиях значительного накопления солей близко к поверхности воды максимальное количество видов отмечалось в придонных слоях, что может быть связано с сезонной стратификацией водоема – конвекцией воды при резком снижении температуры воздуха.

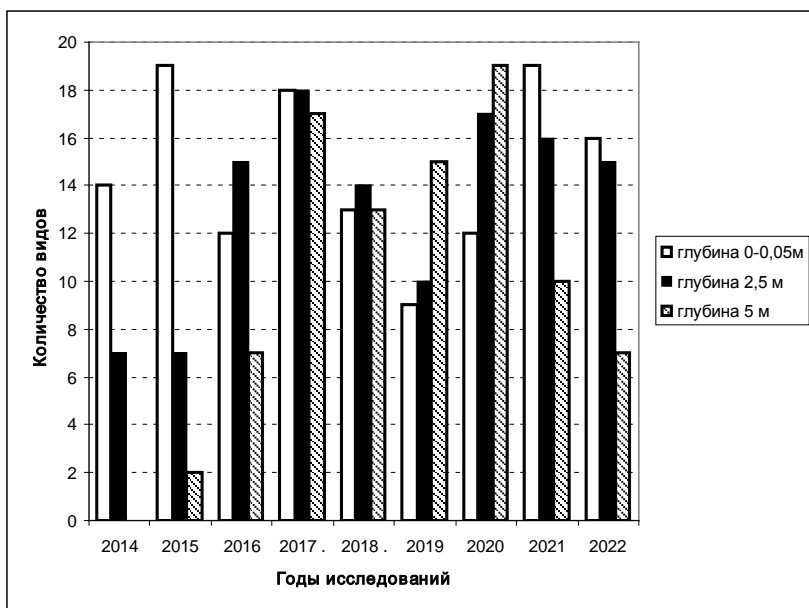


Рисунок 2. Количество видов водорослей и ЦБ на трех глубинах по годам наблюдений

В озере отмечены представители 5 отделов водорослей: *Chlorophyta*, *Bacillariophyta*, *Chrysophyta*, *Xanthophyta*, *Dinophyta*.

Наибольшее видовое разнообразие во все годы исследований представлено зелеными водорослями, и дифференциация толщи воды по показателю видового разнообразия обусловлена в основном именно представителями этого отдела. В 2022 году выявлено 14 видов зеленых водорослей или 73,1%. За годы наблюдений единично были отмечены ЦБ (в 2016, 2018 и 2022 гг. они вообще не выявлены, а в 2020 г. представлены 5 видами) и других отделов (например, в 2019 г. – *Euglenophyta*). Диатомовые водоросли были отмечены в поверхностных и срединных пробах, в то время как в 2021 году – по всей глубине водной толщи, диатомовая водоросль *Asterionella formosa*, встреченная по всей глубине озера в 2020 году, в 2021 и 2022 годах не выявлена.

Химический состав воды оказывает воздействие на видовое разнообразие фитопланктона, однако корреляции между электропроводностью воды и количеством видов в поверхностных и придонных ее слоях не выявлено, в то время как для проб из срединной толщи воды (глубина 2,5 м) между этими показателями обнаружена достоверная корреляционная связь (коэффициент корреляции $-0,8$). По-видимому, существует довольно широкий диапазон концентраций нитрата аммония, в границах которого при одинаковой освещенности отмечается обратная зависимость видового разнообразия от концентрации соли. В поверхностных слоях воды отсутствие такой связи обусловлено невысоким и относительно близким по годам наблюдений содержанием азота – элемента питания. В придонных слоях при очень высокой минерализации, вероятно, возрастает роль других – токсичных компонентов, а также проявляется дефицит света.

Результаты экотоксикологического анализа показали, что все придонные пробы оказывают острое токсическое действие на все три тест-организма. Подобный эффект отмечали и в срединных пробах в 2016, 2018 и 2019 гг.

В поверхностных пробах лишь в 2018 году вода была нетоксичной. Интересно отметить, что почти во всех пробах токсичность определялась по гибели *D. magna*, в срединных пробах вторым чувствительным тестом была тест-система Эколюм, в поверхностных слоях воды – *P. caudatum*. Возможно, это свидетельствует о разной природе токсикантов на разной глубине.

Таким образом, исследование состояния природных вод на территории, испытывающей техногенную нагрузку, показало, что видовое разнообразие альгоцианофлоры в пойменном озере в целом значительно ниже, чем в незагрязненных водных объектах. При высоком содержании нитрата аммония в воде показатель видового разнообразия альгоцианофлоры индицирует уровень загрязнения в широком диапазоне высоких концентраций этой соли в воде. При относительно малых концентрациях азот скорее выполняет функцию элемента питания, и зависимость между его концентрацией (электропроводностью воды) и количеством видов водорослей и ЦБ не выявлена.

В токсичных придонных пробах видовое разнообразие альгоцианофлоры фитопланктона изменяется по годам закономерно. Увеличивающаяся с глубиной концентрация нитрата аммония не приводит к снижению этого показателя (а в некоторые годы с глубиной его значение возрастает). Этот факт наряду с неоднозначной реакцией тест-объектов на разный химический состав слоев воды в озере, может свидетельствовать о наличии других токсичных соединений.

Литература

1. Ашихмина Т.Я., Дабах Е.В., Кантор Г.Я., Лемешко А.П. Скугорова С.Г., Адамович Т.А. Изучение состояния природного комплекса в зоне влияния Кирово-Чепецкого химического комбината. 2010. Теоретическая и прикладная экология, №3: С. 18-26.
2. Биоиндикаторы и биотестсистемы в оценке окружающей среды техногенных территорий (под общ. ред. Т.Я. Ашихминой и Н.М. Алалыкиной). 2008. Киров, О-Краткое, 336 с.
3. Штина Э.А. Флора водорослей бассейна реки Вятки. 1997. 91с.

БИОДИАГНОСТИКА ВЛИЯНИЯ МИНЕРАЛЬНЫХ УДОБРЕНИЙ НА ПОЧВЫ ДЛЯ ОПТИМИЗАЦИИ УХОДА ЗА ГОРОДСКИМИ ГАЗОНАМИ И СНИЖЕНИЯ ПРОДУКЦИИ CO₂

Деревенец Е.Н., Кулачкова С.А.

*Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова,
факультет почвоведения, Москва, Россия
lizaderevenets@yandex.ru, kulachkova_sa@inbox.ru*

Почвы в урбоэкосистемах подвергаются серьезному антропогенному воздействию, отражающемуся на их качестве и функционировании живых организмов. Согласно Постановлению Правительства Москвы, N 743-ПП от 2002 года, при создании и уходе за городскими газонами используются удобрения, повышающие их продуктивность и устойчивость. Влияя на растительность и почвенную биоту, удобрения играют важную роль в формировании потоков парниковых газов в городской среде. В свете происходящих климатических изменений, роста городского населения и необходимости создания экологически безопасных и устойчивых городских зон, эффективное применение минеральных удобрений может стать важным инструментом поддержания здорового состояния зеленых насаждений и почв в урбоэкосистемах. Важно определять оптимальные дозы и состав минеральных удобрений для достижения эстетической привлекательности и здоровья газонов при одновременном снижении эмиссии CO₂ из почв для адаптации к климатическим изменениям в городе. В настоящее время в научной литературе нет однозначного мнения о направленности влияния удобрений на продукцию CO₂ почвами: по разным данным она может как увеличиваться, так и снижаться [11, 14].

Почвенное микробное сообщество выполняет важные экологические функции для экосистем, связанные с круговоротом элементов питания, регуляцией газового состава атмосферы и формированием почвенной структуры [2]. Деятельность микроорганизмов также служит индикатором при оценке качества почв и почвенного плодородия, являясь ключевым компонентом цикла углерода [10]. Микробиологические показатели почв

используют для целей экологического мониторинга, нормирования, оценки устойчивости экосистем и разработке экономической оценки [9]. Дыхание микроорганизмов составляет от 50 до 90% общего дыхания почв, которое заключается в образовании CO_2 , главным образом, почвенными микроорганизмами и корнями растений [4, 10, 12]. В умеренном климате вклад микробного дыхания в эмиссию CO_2 из почв составляет от 16 до 100% (в среднем, 56%) [13].

Цикл углерода в городе и микробиологическая активность городских почв отличается от естественных аналогов и агроэкосистем. Поскольку в городе наблюдается повышенная температура и увлажненность, а также происходят регулярные подсыпки субстратов в процессе благоустройства, зачастую уровни почвенного дыхания выше, чем в природных аналогах. А за счет контрастной антропогенной нагрузки и различных условий землепользования, пространственно-временное разнообразие эмиссии CO_2 в урбоэкосистемах еще больше возрастает [4, 7-8]. Повышенная продукция CO_2 почвами урбоэкосистем обосновывает необходимость разработки методов ее регулирования.

Цель данной работы – оценить микробные показатели почв и фитомассу на газонах с применением четырех видов удобрений в одном из ботанических садов города Москвы.

Мы предположили, что разные виды и дозы удобрений оказывают неодинаковый стимулирующий эффект на рост фитомассы и различное воздействие на микробное сообщество почв. Диагностика функционирования почв и растительности городских газонов при применении различных удобрений позволит выбрать наиболее эффективный способ поддержания здорового газона и минимизировать продукцию CO_2 .

Объектом исследования выступали серогумусовые урбистратифицированные среднесуглинистые почвы на техногенном субстрате мелкоделяночного опыта в Ботаническом саду МГУ на Ленинских горах (классификационная принадлежность почв установлена по работе Прокофьевой Т.В. с соавторами) [6]. В состав травяной смеси сеянного газона входили: райграс пастбищный (*Lolium perenne* L.), овсяница луговая (*Festuca pratensis* Huds.), мятлик луговой (*Poa pratensis* L.), тимофеевка луговая (*Phleum pratense* L.). В опыте использовались четыре вида комплексных минеральных удобрений, различавшихся по содержанию NPK, формам азота (аммонийная, нитратная, амидная) и

наличию дополнительных элементов: Азофоска (NPKS 27:6:6:2), Универсал (NPK 18:18:18 + 3 MgO + микроэлементы), Нитроаммофоска-1 (NPKS 21:10:10:2) и Нитроаммофоска-2 (NPK 15:15:15). Удобрения вносились на опытные делянки (4 м²) дробно в течение вегетационного сезона (полные дозы за сезон 60 и 120 кг N·га⁻¹, далее по тексту – низкие и высокие дозы соответственно), после стрижки газона путем равномерного разбрасывания по поверхности, затем осуществлялся полив.

Полевые исследования проводились в октябре 2021 г. (через месяц после внесения последней порции удобрений) и в 2022 г.: в апреле (до внесения удобрений), в июне (через месяц после внесения 1/3 от полной дозы), в июле (через 1 и 2 недели после внесения еще 1/3 от полной дозы) и в сентябре (через месяц от внесения последней 1/3 от полной дозы), даты указаны на рис.1. Контролем служил участок без внесения удобрений. Подробнее опыт описан в работе [5].

На каждой опытной площадке в трехкратной повторности отбирались почвенные образцы (0-5 см), измерялись гидротермические показатели почв, проводился укос фитомассы (с площади 0,01 м²). В лабораторных кинетических экспериментах определено базальное дыхание (БД) и содержание углерода микробной биомассы (С_{мик}) методом субстрат-индуцированного дыхания (в свежих образцах при естественной влажности, составлявшей 38–66% от полной влагоемкости) [1]. Количественный анализ содержания диоксида углерода проводили на газовом хроматографе модели Кристаллюкс 4000М (НПФ «Метахром», Йошкар-Ола, Россия). Статистическую обработку данных проводили в программе StatSoft Statistica 12.0.

В летний период С_{мик} в почвах контрольного участка варьировало незначительно, увеличившись всего в 1,1 раза за две недели (рис.1, точки). На участках с удобрениями внесение второй дробной дозы стимулировало активный рост биомассы микроорганизмов, особенно в первую неделю (06.07.2022). Через две недели (12.07.2022) содержание С_{мик} было выше в почвах с низкими дозами удобрений, максимальные значения С_{мик} выявлены при использовании Универсала (1962 мкг·г⁻¹) и Нитроаммофоски-1 (1633 мкг·г⁻¹). Только с этими удобрениями был отмечен прирост С_{мик} по сравнению с контролем – 35 и 12% соответственно. Отметим, что стимулирующий эффект высоких доз Универсала и Нитроаммофоски-1, а также низких доз Азофоски и Нитроаммофоски-2 на рост микробной биомассы продолжался всего одну неделю.

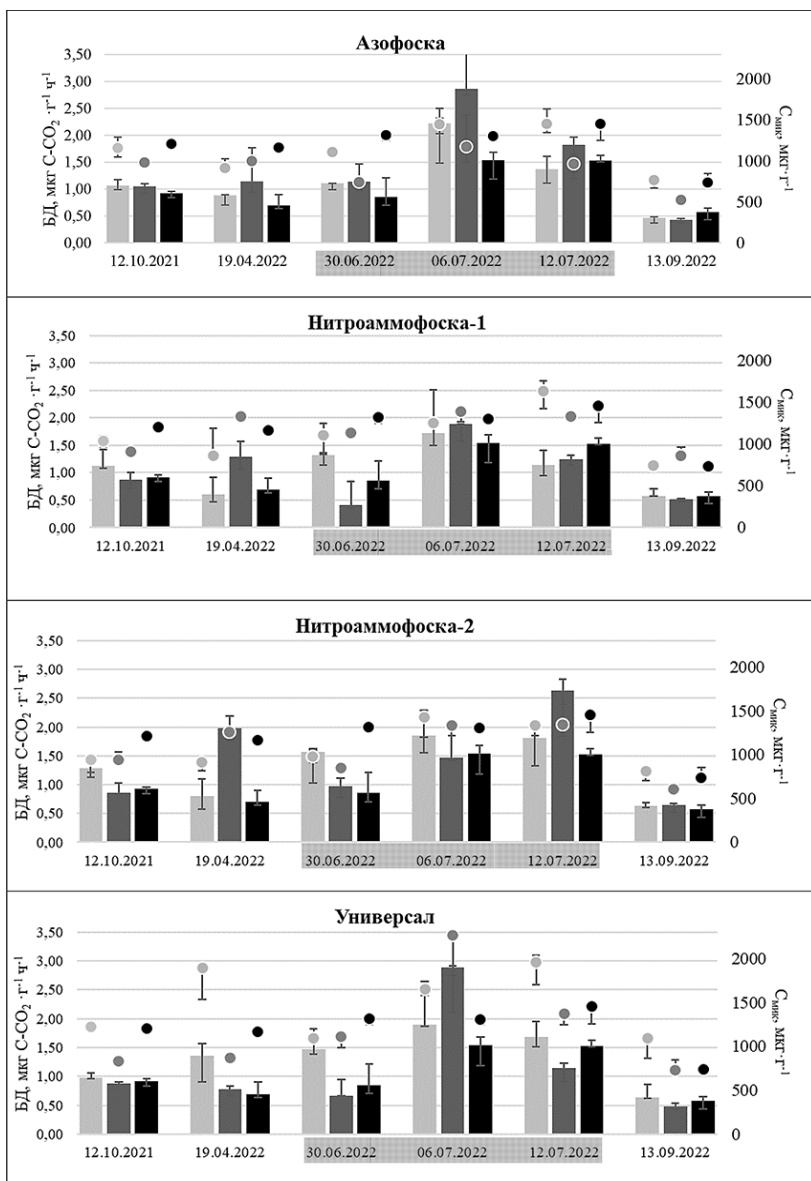


Рисунок 1. Содержание углерода микробной биомассы ($C_{\text{мик}}$ — точки) и базальное дыхание (БД — столбики) почв (■ — низкая доза, ■ — высокая доза удобрений, ■ — контроль; даты, выделенные серым цветом, — период краткосрочного влияния удобрений)

Было обнаружено, что БД почв на контрольном участке было менее интенсивным, чем в почвах с добавлением удобрений, как в летний период, так и в сезонной динамике. БД почв на контрольном участке увеличилось в 1,8 раза с 30 июня по 6 июля, что связано с повышением температуры и влажности почвы, к 12 июля прироста не наблюдалось. На площадках с удобрениями БД почв также повышалось через одну неделю после внесения второй дробной дозы удобрений, но обычно снижалось к концу второй недели. Высокие дозы удобрений увеличивали БД почв сильнее, чем низкие дозы, – в 1,5–4,7 и в 1,2–2,0 раза соответственно, в отличие от эффекта на микробную биомассу. Азофоска оказывала наибольшее влияние на изменение базального дыхания почв, а Нитроаммофоска-1 – наименьшее. При этом максимальное увеличение БД почв наблюдалось при внесении высокой дозы не только Азофоски, но и Универсала.

Метаболический коэффициент $q\text{CO}_2$ (отношение БД к $S_{\text{мик}}$) отражает эффективность использования субстрата и выступает показателем стресса микроорганизмов [1]. На контрольном участке $q\text{CO}_2$ чаще всего был ниже, чем на площадках с удобрениями. После внесения второй дробной дозы удобрений $q\text{CO}_2$ был наибольшим при внесении Азофоски, что свидетельствует о наибольшем стрессе микроорганизмов на этом участке.

Среди сезонов исследований самым холодным и влажным был апрель, самым теплым – июль, самым сухим – сентябрь. Сезонные изменения микробной биомассы и базального дыхания коррелировали с изменением температуры почвы с максимумом летом, что согласуется с данными из литературы [3]. Влияние удобрений на микробную биомассу не зависело от сезона исследований, а на базальное дыхание почв – зависело. Прирост $S_{\text{мик}}$ по сравнению с контролем наблюдался под действием всех удобрений при их внесении в середине лета, и только под действием низкой дозы Универсала — во все сезоны. Если не брать во внимание первую неделю после внесения удобрений, то наибольшее увеличение БД по сравнению с контролем было характерно для почв с последствием высоких доз удобрений в апреле (на 64–184% для Азофоски и двух Нитроаммофосок), что коррелировало с микробной биомассой и может объясняться доступностью большего количества питательных веществ при активизации биоты после зимы. К середине июля на тех же площадках превышение контроля стало ниже в 2–3

раза (рис. 1, столбики). В осенний период влияние удобрений было минимально и БД почв почти на всех площадках было сопоставимо с контролем. Отметим, что низкие дозы Нитроаммофоски-1 в меньшей степени, чем остальные удобрения, изменяли БД почв во все исследованные периоды. qCO_2 имел сходные закономерности динамики, меньшие отличия от контроля во все сезоны отмечались под воздействием Универсала и Нитроаммофоски-1 в низкой дозе.

Использованные в опыте удобрения оказывали неодинаковое влияние на рост фитомассы газона. В таблице 1 приведены данные по свежей надземной фитомассе по мере отрастания газона за 2 недели в летний период. Фитомасса на контрольном участке увеличилась в 1,8 раза. Применение всех удобрений в низкой дозе не привело к приросту фитомассы, больше, чем на контрольном участке: увеличение за 2 недели составляло 1,2-1,8 раза, за исключением участка с Универсалом, где прирост отсутствовал. Максимальное увеличение фитомассы отмечено после внесения Нитроаммофоски-1 в большей дозе (в 2,1 раза).

Таблица 1. Фитомасса газонных трав в летний период (медианы из 3-х повторностей)

Участок	Доза	Фитомасса, г·м ⁻²	
		30.06.2023	12.07.2023
Азофоска	низкая	340	406
	высокая	348	654
Нитроаммофоска-1	низкая	377	653
	высокая	428	915
Нитроаммофоска-2	низкая	293	521
	высокая	360	656
Универсал	низкая	484	271
	высокая	404	698
Контроль		296	538

Таким образом, в опыте обнаружено влияние минеральных удобрений на микробные показатели почв городских газонов разной направленности и интенсивности. Необходимо отметить,

что стимулирующее воздействие на рост микробной биомассы и интенсивность микробного дыхания могут оказывать обе дозы удобрений, а сам эффект обычно краткосрочный. При этом увеличение биомассы микроорганизмов не всегда приводит к увеличению интенсивности микробного дыхания почвы, а значит применение удобрений может не стимулировать эмиссию CO_2 из почв. Некоторые удобрения могут значительно изменять микробное сообщество почвы, чем другие, в нашем эксперименте это была Азофоска NPKS 27:6:6:2.

Исходя из результатов исследования, можно отметить, что внесение более низких доз удобрений было достаточным для активного роста микроорганизмов, наряду с невысокой интенсификацией БД. Так, для Нитроаммофоски-1 NPKS 21:10:10:2 в дозе 60 кг N·га⁻¹ было установлено: наряду с приростом фитомассы газона не произошло всплеска БД, при этом микробная биомасса стабильно увеличивалась в течение двух недель после внесения очередной порции удобрений. Низкая доза Нитроаммофоски-1 NPKS 21:10:10:2 может быть рекомендована для оптимизации ухода за исследованным нами городским газоном с минимизацией эмиссии CO_2 . Полученные результаты могут быть использованы для разработки методов ухода за зелеными насаждениями и создания экологически безопасных городских зон.

Финансирование. Работа выполнена в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (тема № 121040800147-0 «Почвенные информационные системы и оптимизация использования почвенных ресурсов»).

Литература

1. Ананьева Н.Д., Сусьян Е.А., Рыжова И.М. и др. Углерод микробной биомассы и микробное продуцирование двуокси углерода дерново-подзолистыми почвами постагрогенных биогеоценозов и коренных ельников южной тайги (Костромская область) // Почвоведение. 2009. № 9.
2. Глазовская М.А., Добровольская Н.Г. Геохимические функции микроорганизмов. М.: Изд-во МГУ, 1984. 152 с.
3. Гончарова О.Ю., Семенюк О.В., Матышак Г.В. и др. Биологическая активность городских почв: пространственная вариабельность и определяющие факторы // Почвоведение. 2022. № 8.

4. Иващенко К.В. Обилие и дыхательная активность микробного сообщества почвы при антропогенном преобразовании наземных экосистем. [Текст]: автореф. дис. на соиск. учен. степ. канд. биол. наук (03.02.03) / Ананьева. Н.Д.; дбн. – Пушкино. 2017. 205 С.
5. Кулачкова С.А., Деревенец Е.Н., Королев П.С., Пронина В.В. Влияние минеральных удобрений на дыхание почв городских газонов // Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение. 2023. Т.78. № 3. С. 103-114.
6. Прокофьева Т.В., Герасимова М.И. Городские почвы: диагностика и классификационное определение по материалам научной экскурсии конференции SUITMA 9 по Москве. // Почвоведение. 2018. № 9.
7. Саржанов Д.А., Васенев В.И., Сотникова Ю.Л., Тембо А., Васенев И.И., Валентини Р. Краткосрочная динамика и пространственная неоднородность эмиссии CO₂ почвами естественных и городских экосистем центрально-черноземного региона // Почвоведение. 2015. №4. С. 469-478
8. Стома Г.В., Манучарова Н.А., Белокопытова Н.А. Биологическая активность микробных сообществ в почвах некоторых городов России // Почвоведение. 2020. №6.
9. Терехова В.А., Кулачкова В.А., Морачевская Е.В., Кирюшина А.П. Методология биодиагностики почв и особенности некоторых методов биоиндикации и биотестирования (обзор) // Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение. 2023. Т.72. № 8. С. 35-45.
10. Arora P., Chaudhry S. Microbial Mediated Soil Carbon Sequestration and Mitigation of Green House Gases // COJRR.000562. 3(3).2021
11. Ding W., Cai Y., Cai Z. et al. Soil respiration under maize crops: Effects of water, temperature, and nitrogen fertilization // Soil Science Society of America Journal. 2007. Vol. 71, № 3. <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0160>
12. Luo Y., Zhou X. Soil respiration and the environment / Elsevier Academic Press, Amsterdam. 2006
13. Sushko S., Ananyeva N., Ivashchenko K., Vasenev V., Kudayarov V. Soil CO₂ emission, microbial biomass, and microbial respiration of woody and grassy areas in Moscow (Russia) // Journal of Soils and Sediments. 2019. 19. P. 3217–3225
14. Wang Q., Zhang W., Sun T. et al. N and P fertilization reduced soil autotrophic and heterotrophic respiration in a young *Cunninghamia lanceolata* forest // Agricultural and Forest Meteorology. 2017. Vol. 232. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.08.007>

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ БИОТЕСТОВ ПРИ УСТАНОВЛЕНИИ МИГРАЦИИ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ПОЧВЕ

Донерьян Л.Г.

*Федеральное государственное бюджетное учреждение «Центр стратегического планирования и управления медико-биологическими рисками здоровью» Федерального медико-биологического агентства
России, Москва, Россия
LDonerian@cspmz.ru*

Важнейшим техногенным фактором деградации почв является их загрязнение тяжелыми металлами, в частности кадмием, который является одним из наиболее опасных токсикантов в окружающей среде. Поступление его в почву происходит с отходами гальвано-химических производств, с выбросами дизельного автотранспорта, износом автомобильных шин, также за счет сжигания твердых отходов и др. [1].

Оседая на поверхность земли и депонируясь в основном в верхней части почвенного покрова токсиканты способны мигрировать по почвенному профилю и проникать в грунтовые воды и поверхностные водоисточники, нанося вред растительному и животному миру и опосредованно здоровью человека [2].

Актуальной задачей является контролирование содержания кадмия в почве и установление его предельно допустимой концентрации (ПДК), то есть проведение нормирования кадмия в почве в соответствии с МР № 2609-82 [6]. Принципы нормирования вредных веществ в почве отличаются от принципов нормирования в воде или атмосферном воздухе тем, что прямое поступление вещества с почвой весьма ограничено. Основной путь поступления – через контактирующие среды: воду, воздух, растения. В связи с этим основной опасностью является предупреждение вторичного загрязнения атмосферного воздуха, водоисточников, растительности, то есть сохранения барьерной функции почвы. Сложность установления нормативных величин в почве обусловлена и самой почвой, которая является гетерогенной, многокомпонентной системой и поскольку в природных условиях на почвенные процессы влияет большое количество

самых разнообразных факторов, установление гигиенических нормативов проводится в лабораторных условиях на модельных объектах.

Одним из 4-х показателей вредности, используемых для установления ПДК является водный миграционный, с помощью которого в данной работе определяли возможную миграцию кадмия в почве в концентрациях соответствующих ОДК (ориентировочно допустимая концентрация): 0,5; 1; 2 мг/кг почвы. Прогноз опасности загрязнения грунтовых вод химическими веществами осуществляется на основании определения уровня миграции токсиканта в грунтовый поток. С этой целью необходимо установить содержание изучаемого вещества в почве, гарантирующее переход его в подземные воды в количестве, не превышающем ПДК этого вещества в воде водоемов. В качестве изучаемого вещества использовали соль кадмия $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$.

Процесс миграции изучали в специальных колонках, изготовленных из полимерного материала высотой 25 см., заполненных почвенными разновидностями, взятыми с территорий различного функционального назначения. Подготовленную почву, увлажненную до 60% от полной влагоемкости, помещали в колонки порциями, уплотняя плунжером особенно в пристеночном пространстве. Создавали слой почвы высотой 20 см, контролируя идентичность веса колонок с почвой в повторностях. Соль кадмия вносили в верхний слой почвы. Кроме величин, соответствующих ОДК, кадмий вносили в количестве 15 мг/кг почвы для сравнения. Экспозиция миграционных колонок составила 30 дней. В течение этого времени осуществляли, полив колонок водопроводной дехлорированной водой. Расчет количества воды проводили, исходя из среднегодовой нормы осадков для средней полосы России. В получаемом фильтрате (в каждых 100 мл) определяли содержание кадмия методом масс-спектрометрии с ионизацией в индуктивно связанной аргонной плазме (ИСП-МС) [7].

Перед постановкой водного миграционного эксперимента была проведена предварительная оценка токсичности соли кадмия методами биотестирования с использованием нескольких тест-организмов различного трофического уровня: представителей пресноводного зоопланктона – ветвистоусых рачков *Daphnia magna* Straus [8]; представителей простейших организмов — инфузорий *Tetrahymena pyriformis* [9] и *Paramecium caudatum*

[10], а также с использованием генно-инженерного бактериального штамма «Эколюм» [11]. Данные исследования являлись актуальными в связи с тем, что организмы гидробионты являются интегральными индикаторами при экотоксикологической оценке водных объектов.

Тестированию подвергались растворы соли кадмия как в концентрациях, соответствующих ОДК, так и в меньших концентрациях 0,005 и 0,001 мг/кг, последняя их которых соответствует величине ПДК кадмия в воде водоемов. В результате установлена высокая токсичность растворов соли кадмия в концентрациях ОДК для всех тест-организмов и отсутствие токсичности в меньших концентрациях. Гибель дафний в растворах, соответствующих уровням ОДК происходила в течение первых суток, парамеций также в течение 24 часов, снижение интенсивности люминесценции биосенсора «Эколюм» после 30-минутной экспозиции (таблица 1).

Таблица 1. Установление токсичности растворов кадмия методами биотестирования

Cd, мг/л	pH	Тест-культура, тест-функция		
		Смертность <i>Daphnia magna</i> Straus, %	Биосенсор «Эколюм» уменьшение интенсивности биолюминесценции, Т, %	Инфузории <i>Paramecium caudatum</i> Смертность, А %
Норма		< 10	≤ 20	< 10
2	5,9	100	93	100
1	6,0	100	93	100
0,5	6,2	100	60	100
0,005	6,2	0	18	0
0,001	6,1	0	17	0

Более подробные наблюдения токсического воздействия кадмия проводили с использованием в качестве тест-реакции генеративной функции инфузорий *Tetrahymena pyriformis*. Дело

в том, что во многих наших исследованиях по оценке различных химических токсикантов и объектов окружающей среды именно этот тест-организм проявлял большую чувствительность и информативность [5]. Данные таблицы 2 позволяют оценивать воздействие различных концентраций соли кадмия в растворе не только по конечному результату тестирования, как с остальными тест-объектами, но и в промежуточных моментах наблюдения. Если в растворах с большими концентрациями гибель инфузорий регистрировалась в первые минуты эксперимента, то концентрация кадмия 0,5 мг губительно влияла на рост клеток только к 24 часам. Воздействие меньших концентраций 0,005 мг и 0,001 мг приводило даже к некоторой стимуляции роста клеток инфузорий, при этом даже в таких минимальных концентрациях прослеживалась разница на всех временных этапах (таблица 2).

Таблица 2. Эколого-токсикологическая оценка влияния растворов соли кадмия на генеративную функцию инфузорий *Tetrahymena pyriformis*

Время экспозиции	Количество инфузорий в 0,01 мл (среднее значение)					
	Контроль	Концентрация Cd в растворах Cd(NO ₃) ₂ , мг/л				
		0,001	0,005	0,5	1	2
15 мин	5	5	2	5	0	0
1 ч.	5	5	2	6	0	0
6 ч.	8	7	4	2	0	0
24 ч.	21	23	16	0	0	0
48 ч.	41	48	44	0	0	0
Прирост клеток (А)	36 ± 3,2	43 ± 5,7	42 ± 1,8	0	0	0
Кт, %	100	119	117	0	0	0

Наблюдения за поведением кадмия в миграционных колонках показали задержку токсиканта в верхнем 3 см слое до 98 % во всех почвенных разновидностях. Последующее водное экс-

трагирование верхнего слоя почвы и биотестирование экстрактов показало отсутствие токсичности, что подтверждает закрепление кадмия в почве.

В работе использовалось элюатное биотестирование, то есть анализ водной вытяжки из исследуемого объекта, в данном случае из почвы.

Известно, что тестирование водной вытяжки из загрязненной почвы не отражает всю степень опасности данного объекта из-за возможного удерживания токсиканта минеральной и органической частью почв [4]. В этом случае в раствор переходит только часть загрязняющего вещества. Следует также выбирать оптимальный режим экстрагирования почвы, исходя из ее физико-химических характеристик и целей получения количества фильтрата, достаточного для процесса биотестирования. Чаще всего применяется соотношение почва: вода, как 1:3, но возможны и другие варианты, так как почвы с высоким содержанием органики могут поглощать экстрагент в большем количестве. В этом случае целесообразно либо изменять соотношение почва: вода до 1:5; 1:10, либо увеличивать количество проб. Навески, взятые из верхнего слоя почвы миграционных колонок, подвергали встряхиванию на шутель аппарате в течение 2 часов с последующим отстаиванием и фильтрованием. Этот процесс можно сравнивать с ливневым воздействием на почву. Полученные экстракты тестировали с использованием дафний, в результате которого не наблюдалось гибели рачков в течение 48 часов ни в одном из экстрактов. Таким образом, можно утверждать на основании ранее проведенного тестирования, что полученные водные экстракты не содержат кадмия в количестве более или равного 0,5 мг/л.

По мнению ряда ученых использование биотестов, позволяет выявить с неблагоприятное воздействие комплекса экологических факторов [3]. В связи с этим, методы биотестирования можно рассматривать как интегральные, подтверждающие аналитические, приборные методы определения химических веществ в почве. Данные методы могут быть включены в методические рекомендации по гигиеническому обоснованию ПДК химических веществ в почве в качестве предварительных, актуализирующих рабочие концентрации изучаемого химического вещества.

Литература

1. Қозыбаева Ф. Е., Бейсеева Г. Б., Сапаров Г. А. Содержание тяжелых металлов в почвах на территории цинкового, свинцового заводов и хвостохранилище // International Scientific and Practical Conference World science, 2017. №. 6.5–10.
2. Бакиров А.Б., Валеев Т.К., Сулейманов Р.А., Бактыбаева З.Б., Рахматуллин Н.Р., Аллаярова Г.Р. и др. Санитарно-гигиеническая характеристика горнорудных территорий и оценка риска здоровью населения от воздействия неблагоприятных факторов окружающей среды // Медицина труда и экология человека. 2018, № 1(13): 5-12.
3. Тимофеев М.А., Терехова В.А., Кожевин П.А. Биотестирование почв при загрязнении кадмием // Вестник Московского университета. 2010, Серия 17. Почвоведение, № 4: 44–47.
4. М. А. Пукальчик, В.А. Терехова, М.М. Карпухин, В.М. Вавилова Сравнение элюатных и контактных методов биотестирования при оценке почв, загрязненных тяжелыми металл(иод)ами // Почвоведение 2019, № 4: 507–514.
5. Донерьян Л.Г., Водянова М.А. Обоснование места альтернативных биологических методов в гигиенических исследованиях//Гигиена и санитария. 2018, №. 11: 1093-1097.
6. Методические рекомендации по гигиеническому обоснованию ПДК химических веществ в почве» (утв. Минздравом СССР 05.08.1982 г. № 2609-82).
7. ПНД Ф 16.1:2:3.11-99 Количественный химический анализ почв. Методика выполнения измерений содержания металлов в твердых объектах методом спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой.
8. ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.12-06 Т 16.1:2:2.3:3.9-06. Токсикологические методы контроля. Методика измерений количества *Daphnia magna* Straus для определения токсичности питьевых, пресных природных и сточных вод, водных вытяжек из грунтов, почв, осадков сточных вод, отходов производства и потребления методом прямого счета.
9. МР № ЦОС ПВ Р005-95. Методические рекомендации по применению методов биотестирования для оценки качества воды в системах хозяйственно-питьевого водоснабжения.
10. ПНД Ф 14.1:2:3.13-06 ПНД Ф 16.1:2.3:3.10-06 Методика определения токсичности отходов, почв, осадков сточных, поверхностных и грунтовых вод методов биотестирования с использованием равнорестничных инфузорий *Paramecium caudatum* Ehrenberg.
11. МР 01.019-07 Определение интегральной токсичности почв с помощью биотеста «Эколюм».

АГРОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПОЧВ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ УГОДИЙ В УСЛОВИЯХ ВЛИЯНИЯ ВЫБРОСОВ АВТОМОБИЛЬНОГО ТРАНСПОРТА В КАРЕЛИИ

Дубина-Чехович Е.В., Бахмет О.Н.

*Карельский научный центр Российской академии наук,
Петрозаводск, Республика Карелия, Россия
d-chehovich@yandex.ru*

Влиянию выбросов автомобильного транспорта подвергаются значительные площади агроландшафтов, расположенные вдоль дорог и магистралей. В России общая протяженность автомобильных дорог, а также нагрузка на них постоянно увеличивается. Автомобильные трассы и придорожные территории с сопутствующей дренажной системой, как разновидность техногенного ландшафта, отнесены к объектам повышенной экологической опасности [6]. Несмотря на высокую значимость и изученность данной проблематики, исследований, посвященных состоянию почв агроландшафтов под воздействием автотранспорта, в Республике Карелия немного. В связи с этим, целью исследований явилось определение агрохимических показателей почв осушенных агроландшафтов, находящихся под воздействием выбросов автомобильного транспорта.

Объекты и методы исследования. Изучение влияния выбросов автомобильного транспорта на почвы агроландшафтов выполнено в Республике Карелия (2018–2022 гг.) на примере трех объектов, находящихся в непосредственной близости к федеральным автомобильным трассам, на мелиорированных агроландшафтах. Для исследования выбраны наиболее типичные в этой природно-климатической зоне дерново-подзолистые почвы. Угодья осушены в конце прошлого столетия открытой сетью каналов, а в данный момент являются старосеянными сенокосами. Агрофитоценоз характеризуется злаково-разнотравным травостоем, основные представители которого – коострец безостый (*Bromus inermis* LEYSS), тимофеевка луговая (*Phleum pratense* L.), канареечник тростниковидный (*Phalaris arundinacea* L.), крапива двудомная (*Urtica dioica* L.) и др.

На каждом из объектов заложили по три пробных площади с градиентом удаленности от автодороги: 15, 50, 150 м. Участки имеют форму прямоугольника со сторонами 50 * 15 м ($S = 750 \text{ м}^2$) и расположены параллельно автотрассе. Выбор мест закладки пробных площадей, как на загрязненных территориях, так и на фоновых, был обусловлен необходимостью репрезентативной выборки с учетом площади агроландшафта, конструкцией открытой осушительной сети на сельскохозяйственных угодьях.

На каждой пробной площади заложили полнопрофильные почвенные разрезы и прикопки (1 разрез и 6 прикопок) и отобрали образцы почв в 7-кратной повторности с каждого генетического горизонта для определения агрохимических показателей. Описание строения профиля и изучение морфологических горизонтов выполняли с помощью морфогенетического метода исследования почв. Для определения типа почв пользовались «Диагностикой и классификацией почв России» (2004). Почвенные образцы отобрали и подготовили согласно стандартным методикам отбора почвенных образцов, определение подвижных соединений фосфора (спектрофотометр СФ-2000 (Россия)) и калия (атомно-абсорбционный спектрофотометр АА-7000 (Shimadzu, Япония)) по методу Кирсанова в модификации ЦИНАО [ГОСТ 26207-91], содержание углерода органического вещества почв определяли на CHN анализаторе (2400 Series II CHNS/O Elemental Analyzer (Perkin Elmer, США), кислотность почв – потенциометрически (рН-метр Hanna (Германия)); зольность – сжигание в муфельной печи ЭКПС 10 (Россия) с гравиметрическим окончанием (Весы Sartorius CP124S (Германия)).

Результаты исследований подвергались математической обработке [1, 2]. Статистическая обработка данных осуществлялась с помощью «Microsoft Excel» и «Statgraphics 2.1». На диаграммах и приведены средние значения с учетом указанных повторностей, а также их стандартные ошибки.

Результаты. Исследованные почвы, начиная с конца прошлого столетия, явились результатом агрогенного преобразования и представлены агродерново-подзолисто-глеевой почвой на озерно-ледниковых ленточных глинах (объект № 1), агродерново-элювоземом глееватым иллювиально-ожезненным на двухчленных отложениях (объект № 2); агрозёмом текстурно-дифференцированным глеевым (объект № 3). В соответствии с «Классификацией и диагностикой почв СССР» (1977) они соот-

носятся с наиболее распространенным на Северо-Западе России типом дерново-подзолистых почв. По гранулометрическому составу почва на объекте № 1 – средне- и тяжелосуглинистая, на объектах № 2 и 3 – супесчаная, среднесуглинистая. На всех пробных площадях верхняя часть профиля представлена агрогумусовым горизонтом, имеющим среднепахотную (объект № 1, 2) и глубокопахотную (объект № 3) мощность.

В верхней и срединной частях почвенных профилей хорошо определялись сформированные пахотные и подпахотные горизонты. В срединной и нижней частях почвенной толщи морфологическое строение соответствует характеристикам выявленных типов почв в условиях осушительной мелиорации. Органогенный слой имеет постагрогенные признаки старосеянного сенокоса: мощная задернованность, стратификация пахотного слоя и его переуплотненность.

Изучение агрохимических показателей почв агроландшафтов вблизи автомобильных трасс выявило, что *кислотность* агрогумусовой части профиля на всех объектах характеризуется кислой, слабокислой и близкой к нейтральной реакцией среды, pH_{KCl} варьирует от 4,23 до 6,06 (рисунок 1). Высокий pH_{KCl} является типичным при агрогенном использовании данного типа почв [4]. Однако, наибольшие показатели зафиксированы на всех объектах в дерновом слое на самой близкой (15 м) к дороге территории (объект № 1: 6,5–6,3 (ед. pH_{KCl} max – min); объект № 2: 6,7–6,3; объект № 3: 6,5 – 6,3). На этих участках почвенный раствор имеет реакцию близкую к нейтральной. По градиенту удаления от автотрассы на объекте № 1 и 3 обнаружено достоверное снижение этих значений в сторону слабо- и среднекислой реакции. Особенно ярко это проявилось на территории между 15 и 150 м. Подщелачивание почвенного раствора на близлежащих участках к дороге вероятно связано с поступлением на поверхность почвы химических соединений, образующихся при движении транспортного потока и содержащих кальций, натрий, калий и др. в составе противогололедных смесей, топливно-смазочных материалов, применяемых при эксплуатации автомобильных двигателей, а также истирании дорожного покрытия и деталей транспортных средств [3].

Запасы гумуса в пахотном горизонте (до 30 см) очень высокие, что характерно для почв этой климатической подзоны при агрогенном использовании, и существенно увеличиваются по

мере удаления от трассы (рисунок 2). Достоверно значимые различия выявлены в слоях АУ, Р₁ между участками 15 и 150 м от дороги.

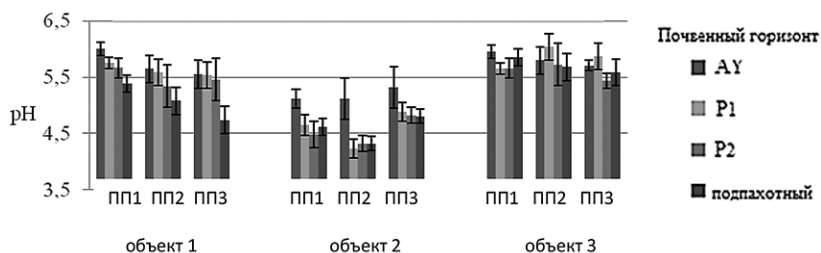


Рисунок 1. Градиентное изменение кислотности почв агроландшафтов под воздействием автомобильного транспорта

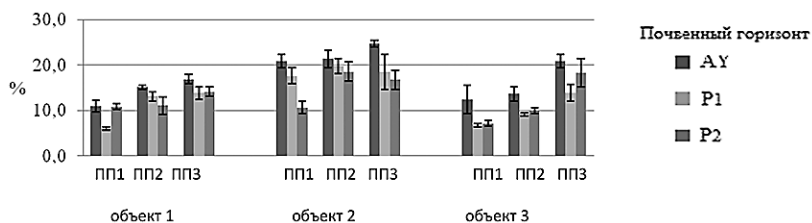


Рисунок 2. Содержание гумуса в почвах агроландшафтов под воздействием автомобильного транспорта, %

В зоне избыточного увлажнения на дерново-подзолистых почвах азот, как правило, находится в первом минимуме, среди основных элементов питания растений и может значительно ограничивать рост и развитие кормовых трав. В целом на всех пробных площадях значения N в пахотном горизонте колеблется в широком диапазоне 0,04–1,71% и для большинства придорожных участков выше оптимальных показателей (0,10–0,15 % для агрогумусового слоя) – 0,20 – 1,71% (объект № 2 и 3). Градиентной зависимости в накоплении азота в почвах не выявлено.

Значения углеродно-азотного показателя (C:N) на всех пробных площадях в целом по профилю значительно варьировали. В пределах агрогумусового горизонта в основном на всех придорожных участках коэффициент вариации (V%) указывает на более однородные показатели данного соотношения C:N.

Оптимальным для пахотного горизонта дерново-подзолистых среднесуглинистых почв является соотношение 8 – 11 : 1 [7]. Наиболее близкие значения к такому показателю выявлены на всех объектах в 15 м от дороги и в целом на объекте № 3. В этом случае происходит замедление процессов разложения растительных остатков и минерализации органического вещества. На остальных пробных площадях пахотный слой в основном характеризовался несвойственным для данного типа почв преимущественно широким разбросом (C:N = 14 – 144 : 1), что свидетельствует о торможении процессов трансформации органической массы. Градиентная дифференциация C:N на исследованных участках, вероятно, обусловлена различиями в поступлении азота, соединения которого также входят в состав топливных материалов, машинного масла и образуются в продуктах сжигания топлива.

Содержание подвижного фосфора по профилям характеризовалось регрессивно-аккумулятивным типом распределения, что свойственно почвам под многолетним агрофитоценозом. Максимальные значения обнаружены в слое АУ, они в 1,5–7,5 раза превосходили показатели P_1 – P_2 , в поверхностном слое фосфор хорошо закрепляется в органоминеральной части и в нижние слои мигрирует слабо.

Содержание P_2O_5 в почвенных профилях (объект № 1 и 3) на двух близлежащих участках к дороге (до 100 м) было слабо связано с изменением их кислотных свойств, а на дальних, где условия приближены к естественным, – обнаружена достаточно тесная зависимость (таблица 2). В пахотных слоях в латеральном отношении происходило увеличение накопления фосфора, и оно сильно зависело от уменьшения значений рН, что является типичным при такой тенденции. На расстоянии 150 м отмечено достоверное увеличение аккумуляции фосфора в верхних генетических горизонтах (объект № 1 и 2) в то время, как почва становилась все более кислой. Зависимость от водородного показателя в этом случае характеризовалась крепкой отрицательной связью ($r = -0,8; -0,8; -0,9$). Однако снижение значений рН на данном расстоянии происходило в достаточно узком коридоре (например, для слоя АУ – 6,0–5,6 ед.), что не столь значительно оказывает влияние на доступность растениям этого элемента питания.

Многие исследователи [9, 10, 11, 12] утверждают, что фосфаты остаются проблематичным загрязнителем в выбросах транспортных средств и обосновывают повышение содержания

фосфорорганических веществ в почвах, поверхностных и подземных водах путем попадания воды и/или снега с автотрассы на обочину в результате автомобильного движения или оседания твердых частиц с дороги непосредственно на поверхности почвы. Анализ литературных данных [5, 8] относительно химического состава сульфатной золы моторных масел, несмотря на усиливающиеся современные тенденции производителей к снижению фосфорсодержащих веществ, указывает на значительное содержание в нем этого элемента: от 723 до 838 мг/кг.

Как и в отношении фосфора, в поверхностном горизонте отмечены наибольшие величины аккумуляции K_2O , которые в 1,5–15,4 раза превосходили содержание в нижележащих слоях $P_1 - P_2$. Содержание подвижного калия в дерновом горизонте достоверно снижалось с удалением от автодороги, что может указывать на техногенный характер его поступления. Аккумуляция K_2O в поверхностном слое отличалась сильной зависимостью от пространственного градиента. На всех пробных площадях количество калия в срединной части почвенных профилей соответствовало низкой и очень низкой степени.

Показатели, определяющие поглощательную способность почв, в исследовании характеризовались повышенными значениями и снижались вниз по почвенному профилю. Сумма обменных оснований (S) и ЕКО в поверхностном слое достоверно увеличивалась по градиенту удаления от автотрассы (объект № 1 и 3) и на большинстве пробных площадей значительно превышала типичные значения. В пахотных горизонтах полученные значения сильно зависели от градиента удаления, а также тесно коррелировали с содержанием органического вещества и кислотностью почвы, что является закономерным. В подпахотном и нижних горизонтах значения ЕКО также сохранились на нехарактерных показателях. Такие показатели указывают на слабую устойчивость придорожных участков осушенного агроландшафта к негативному антропогенному воздействию. Низкая водопроницаемость и высокая сорбирующая способность таких почв будет способствовать закреплению загрязняющих веществ, поступающих от автодороги. В условиях организованного водостока при избыточном атмосферном увлажнении, характерном для северо-западного региона России, и слабокислой реакции почвенного раствора, возникает опасность миграции поллютантов и в результате загрязнения местных водоемов и пойм рек.

Зольность почв придорожных участков агроландшафта увеличивалась вниз по профилю, что указывало на уменьшение с

глубиной содержания органического вещества. В пахотном слое на всех объектах обнаружены относительно однородные значения, коэффициент вариации по подгоризонтам не превышал 10,3 %. Наибольшие почвенные различия (V%) в отношении зольности почвы выявлены в нижних слоях агрогумусового пласта на объекте № 2 (слой АУ – 10,3%; P₁ – 6,93; P₂ – 31,0; P₃ – 91,4%). Вследствие высокой вариативности данного показателя для дерново-подзолистых почв делать вывод о влиянии техногенных выбросов автомобильного транспорта на зольность достаточно сложно.

Выводы. В Карелии, мелиорированные агроландшафты, расположенные в непосредственной близости к автомобильным трассам, находятся в уязвимом положении. Верхние горизонты пахотного слоя, наиболее подверженные аэротехногенному воздействию выбросов автомобильного транспорта, имели слабокислую и близкую к нейтральной реакцию среды. Достоверное увеличение значений рН_{KCl} в сторону нейтральной реакции отмечено в латеральном отношении по мере приближения к автодороге. Распределение по почвенному профилю сельскохозяйственных угодий основных питательных элементов растений имело, типичный для агрогенно-преобразованных почв, регрессивно-аккумулятивный тип и характеризовалось высокими значениями органического углерода, подвижных форм фосфора и калия. Отмечены разнонаправленные тенденции в латеральном распределении этих веществ в почвах агроландшафтов. Показатели, определяющие поглотительную способность почвы, отличались повышенными значениями и в пахотном горизонте коррелировали с критерием удаленности.

Литература

1. Доспехов, Б. А. Методы полевого опыта / Б. А. Доспехов. – Москва: Агропромиздат, 1985. – 351с.
2. Зайцев Г.Н. Методика биометрических расчётов. Математическая статистика в экспериментальной ботанике. М.: Наука, 1973. – 256 с.
3. Кошелева Н.Е. Факторы накопления тяжелых металлов и металлоидов на геохимических барьерах / Н. Е. Кошелева, Н. С. Касимов, Д. В. Власов // Почвоведение. – 2015. – № 5. – С. 536–553.
4. Литвинович А.В. Постагрогенная эволюция хорошо окультуренных дерново-подзолистых почв Северо-Запада Нечерноземной зоны / А.В. Литвинович // Агрохимия. – 2009. – № 7. – С. 85–93.

5. Мухаметзянов И.З. Исторические этапы и перспективы развития теоретических основ производства присадок к моторным маслам: специальность 1.4.12 Нефтехимия: автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата технических наук / И.З. Мухаметзянов. – Уфа, 2021. – 123 с.
6. Отраслевые дорожные нормы ОДН 218.5.016-2002 «Показатели и нормы экологической безопасности автомобильной дороги»: Утв. распоряжением Минтранса РФ от 25 декабря 2002 г., № ИС-1147-р (документ не действует) // ЭПС Система ГАРАНТ. – Москва, 2002. – URL: <https://base.garant.ru/12134290/> (дата обращения: 15.05.2023). – Режим доступа: для зарегистрир. пользователей.
7. Почвоведение / Под ред. проф. д-ра с.-х. наук И. С. Кауричева, проф. д-ра с.-х. наук И. П. Гречина. – Москва: Колос, 1969. – 543 с.
8. Специальные технологии переработки природных энергоносителей. Производство присадок и пакетов присадок к маслам: учеб.-метод. комплекс для студентов специальности 1-48 01 03 «Химическая технология природных энергоносителей и углеродных материалов» / С. В. Покровская [и др.]. – Новополюцк: ПГУ, 2014. – 132 с.
9. Cui K., Wen J., Zeng F., Li S., Zhou X., Zeng Z. Occurrence and distribution of organophosphate esters in urban soils of the subtropical city, Guangzhou, China. *Chemosphere*, 2017. Vol. 175. pp. 514-520. doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.02.070. Epub 2017 Feb 20. PMID: 28254716.
10. Dallmann T. R., Onasch T. B., Kirchstetter T. W., Worton D. R., Fortner E. C., Herndon S. C., Wood E. C., Franklin J. P., Worsnop D. R., Goldstein A. H., and Harley R. A. Characterization of particulate matter emissions from on-road gasoline and diesel vehicles using a soot particle aerosol mass spectrometer. *Atmospheric Chemistry Physics*, 2014/ Vol. 14. pp. 7585–7599.
11. Fabianska M. J., Kozielska B., Konieczynski J., Bielaczyc P. Occurrence of organic phosphates in particulate matter of the vehicle exhausts and outdoor environment – A case study. *Environmental Pollution*, 2019. Vol. 244, pp. 351-360.
12. He Ming-Jing Organophosphate Esters in Road Dust from a Suburban Area of Chongqing, China: Characterization of Particle Size Distribution and Human Exposure. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 2019. Vol.76. DOI:10.1007/s00244-019-00612-1.

НОРМИРОВАНИЕ СОСТОЯНИЯ ПОЧВ РАЗНЫХ ТИПОВ ПО ПОКАЗАТЕЛЯМ БИОЛОГИЧЕСКОЙ АКТИВНОСТИ, ФИТОТОКСИЧНОСТИ И ПОДВИЖНОСТИ ТМ

Золотарева О.А., Плеханова И.О.

*Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова,
факультет почвоведения, Москва, Россия
oksana.porechic@mail.ru*

Почвенный покров является важнейшим компонентом, регулирующим экологическое состояние окружающей среды и ее способность обеспечивать устойчивое функционирование естественных и антропогенных экосистем. Таким образом, нормирование экологического состояния окружающей среды в целом должно основываться на оценке выполнения почвами основных биогеохимических функций [Добровольский, 1999, Добровольский, Никитин, 2012].

В настоящее время наиболее разработан санитарно-гигиенический подход к оценке качества окружающей среды. Существующая система гигиенической регламентации является единственной законодательно утвержденной базой данных для оценки и нормирования концентраций загрязняющих веществ в почвах. Недостатком этих нормативов является отсутствие учета почвенно-экологических и геохимических условий образования и функционирования почв [Глазовская, 1997, Ильин, 1997, Водяницкий, 2012].

Система ПДК, основана на изучении отдельных веществ и не отвечает современным принципам экологической безопасности. В окружающую среду часто поступает несколько загрязняющих веществ и их невозможно разделить, но можно использовать методы биотестирования и изучать отклик биологических систем на нагрузку с помощью выявления и анализа зависимости «доза-эффект» [Ильин, 1986; Булгаков, 2002; Воробейчик, 1994].

Пределом допустимой концентрации загрязняющих веществ в почвах является тот уровень, при котором начинает изменяться количество и качество живого вещества, т.е. биологическая продукция [Глазовская, 1997; Ильин, 1997]. Этот уровень

загрязнения почвы прямо или косвенно влияет на контактирующие сопредельные среды, что необходимо учитывать при разработке показателей экологического нормирования для реальных почв.

В настоящее время не существует общепринятой и хорошо разработанной теории экологического нормирования. Вместе с тем, трудами многих отечественных и зарубежных ученых сделан существенный вклад в разработку этой концепции: предложены различные критерии для оценки качества водных и наземных экосистем, которые базируются на биотической концепции контроля качества природной среды [Глазовская, 1997; Ильин, 1997; Яковлев, Евдокимова, 2011; Coleman, 2008; Wang, Markert, and all., 2011]. Следует отметить, что выбор критериев для оценки экологического состояния почв является ключевым, поскольку определяет качество среды обитания, оцениваемое по показателям жизнедеятельности биологических систем. Почвенные критерии должны рассматриваться в качестве основных оценочных критериев состояния экосистемы, поскольку они определяют состояние и функционирование растений, комплекса почвенных микроорганизмов и животных, а также качество природных вод. Эти критерии должны включать характеристику химических, физических и биологических свойств почв, определение форм соединений металлов в почвах, что необходимо для оценки их влияния на окружающую среду, а также устойчивость почв к загрязнению ТМ. Основным показателем устойчивости почв к различным химическим воздействиям должно быть ее эколого-геохимическое состояние, обеспечивающее нормальное функционирование присущих данной биогеоценотической системе совокупностей живых организмов [Глазовская, 1997]. Это уникальное свойство почв зависит от буферности почв, которая определяется химическими, физическими и биологическими свойствами, которые определяют реакцию почв на загрязнение и возможность осуществления экологических функций [Добровольский, 1999; Глазовская, 1997; Ильин, 1986; Яковлев, Евдокимова, 2011].

Многие исследователи считают, что нормативы содержания тяжелых металлов (ТМ) должны разрабатываться согласно конкретной почвенно-экологической. Эти соображения учтены, отчасти, при разработке ОДК ТМ для трех групп почв: песчаных и супесчаных, суглинистых и глинистых, близких к нейтральным

и нейтральным суглинистым и глинистым почвам [ГН 2.1.7.2042-09]. Однако, для объективной оценки уровней загрязнения почв необходима разработка нормативов по природно-климатическим зонам и видам хозяйственного использования. Одним из интегральных показателей загрязнения почвы является ее фитотоксичность (свойство почвы подавлять рост и развитие высших растений). Этот показатель характеризует границу, определяющую изменение продуктивности экосистемы, что является одним из основных критериев качества почв.

Цель работы: провести экологическое нормирование содержания соединений Pb, Zn и Cd при раздельном и совместном их поступлении в ряд зональных почв: дерново-подзолистую, серую лесную, чернозем выщелоченный и каштановую почву по показателям подвижности соединений Pb, Zn и Cd, фитотоксичности, биологической активности и накоплению ТМ в растениях.

Поставленная цель определила следующие задачи:

изучить основные физико-химические свойства исследуемых почв;

изучить закономерности поведения и подвижность тяжелых металлов в почвах разных типов;

определить фитотоксичность ряда почв с различным уровнем загрязнения при непосредственном контакте с почвой и на водных вытяжках из них;

определить масштабы накопления тяжелых металлов растениями при раздельном и совместном поступлении Pb, Cd и Zn из почв;

выявить уровни загрязнения ТМ для разных типов почв, оказывающие достоверное негативное воздействие на растения в условиях вегетационных опытов;

определить уровни загрязнения почв разных типов, угнетающие их биологическую активность по показателям интенсивности эмиссии CO₂ и целлюлозолитической активности;

обобщить биологические и химические показатели нормирования состояния почв по их чувствительности к загрязнению соединениями Pb, Zn и Cd для разных типов почв;

исследовать макрокинетические характеристики отклика всхожести семян *Sinapis alba* и интенсивности эмиссии CO₂ на загрязнение дерново-подзолистой соединениями Pb, Zn и Cd и

их смесью, сравнить полученные данные с экспериментальными величинами ПДН.

Новизна данной работы

1. Впервые в условиях длительного модельного эксперимента изучено влияние Pb, Cd и Zn, при раздельном и совместном поступлении в ряд зональных почв. Экспериментально установлено, что при загрязнении почв ТМ граничные значения концентраций металлов, выше которых выявляются признаки экотоксичности, оказались разными для тест-растений и микробного сообщества. Ингибирование дыхания исследованных почв наблюдали при более высоких дозах Pb, Zn и Cd, чем уменьшение всхожести и длины проростков овса, ячменя и горчицы белой (*Sinapis alba*).

2. Наиболее токсичными для растений и микроорганизмов являются соединения Cd и условия полиэлементного загрязнения.

3. Выявлены концентрации тяжелых металлов, способные оказывать достоверное негативное воздействие на растения и почвенное микробное сообщество при разных уровнях загрязнения для дерново-подзолистой, серой лесной, чернозема, выщелоченного и каштановой почв. По убыванию устойчивости к ТМ исследованные почвы можно расположить в следующий ряд чернозем выщелоченный > серая лесная > каштановая > дерново-подзолистая почвы.

4. При загрязнении почв Pb, Zn и Cd содержание их подвижных соединений увеличивается в значительно большей степени, чем валовое содержание. Наибольшая подвижность Pb, Zn и Cd отмечается при одновременном их поступлении в почвы, причем коэффициенты концентрации подвижных и кислоторастворимых соединений этих элементов в 1,5–2 раза выше, чем при монометальном загрязнении почв.

Выводы

1. Исследованные почвы (чернозем выщелоченный, каштановая, серая лесная) характеризуются нейтральной реакцией среды и суглинистым грансоставом. Дерново-подзолистая почва относится к группе почв с кислой реакцией среды и суглинистым грансоставом, поэтому для оценки уровня загрязнения почв были использованы разные градации ОДК.
2. При загрязнении почв отмечается резкое увеличение подвижности ТМ, которое является наиболее чувствительным

диагностическим признаком загрязнения почв. Это подтверждается сравнением значений коэффициентов концентрации металлов для валового содержания и для подвижных соединений. При полиэлементном загрязнении разница между содержанием подвижных соединений в загрязненных и незагрязненных почвах значительно возрастает при загрязнении почв соединениями Pb, Zn и Cd содержание их подвижных соединений увеличивается в 5 раз быстрее, чем валовое содержание. Наибольшая подвижность Pb, Zn и Cd отмечается при одновременном их поступлении в почвы.

3. Сравнение результатов определения фитотоксичности при выращивании растений на почвах и на почвенных вытяжках показало, что фитотоксичность почв, загрязненных ТМ, проявляется при более низких концентрациях, чем на почвенных вытяжках. Это связано с низкой растворимостью соединений тяжелых металлов, которые прочно сорбируются минеральными и органическими компонентами почв. Корни растений при непосредственном контакте с почвой могут избирательно поглощать элементы, а корневые метаболиты вступать в реакции с ионами металлов.
4. С увеличением содержания ТМ в почве коэффициенты их биологического поглощения уменьшаются, что свидетельствует о существовании защитных механизмов к поглощению ТМ растениями. По степени поглощения тест-культурами ТМ выстраиваются в ряд: Cd>Zn>>Pb.
5. Результаты вегетационных опытов показали, что концентрации ТМ, оказывающие достоверное негативное воздействие на растения, выявлены при разных уровнях загрязнения для серой лесной, чернозема выщелоченного и каштановой почвы. Различия проявились по количеству проросших семян, высоте растений и энергии прорастания. Максимальная всхожесть семян горчицы белой отмечена на черноземе выщелоченном, меньше на серой лесной почве, еще меньше на каштановой почве, что видимо, отражает естественное плодородие и различную буферную способность изучаемых почв.

Таким образом, для исследованных почв были определены критические уровни загрязнения, оказывающие негативное

воздействие на всхожесть и нормальное функционирование растений горчицы белой при разных видах загрязнения.

Растения по-разному реагируют на загрязнение почв: наиболее чувствительным показателем для растений горчицы, является всхожесть, а для овса и ячменя – длина корней. Токсичность ТМ для растений увеличивается в ряду: $Zn < Pb < Cd$ комплексное загрязнение.

6. Устойчивость почв к загрязнению ТМ по показателю эмиссии CO_2 возрастает в ряду: дерново-подзолистая = каштановая почва < серая лесная = чернозем выщелоченный. При этом токсичность ТМ снижается в ряду: $Cd >$ комплексное загрязнение $> Zn \geq Pb$.
7. Устойчивость почв к загрязнению ТМ по показателю целлюлозолитической активности возрастает в ряду: дерново-подзолистая < каштановая почва < чернозем выщелоченный < серая лесная. При этом токсичность ТМ снижается в ряду: комплексное загрязнение $> Cd > Zn \geq Pb$.
8. Исследованные показатели состояния почв характеризуются различной чувствительностью к их загрязнению. Самым чувствительным показателем является переход ТМ в растения, затем проявление фитотоксичности почв, затем снижение эмиссии CO_2 и целлюлозолитическая активность.
9. Устойчивость почв к исследуемым ТМ различна по показателям: фитотоксичности, микробиологической активности, переходу в растения и выстраиваются в ряд:
чернозем выщелоченный < серая лесная почва < каштановая почва < дерново-подзолистая почва.
10. На основе закономерностей биологического отклика на воздействие тяжелых металлов, выявленных по особым точкам графика функции биологического отклика на воздействие (содержание в почве Pb , Zn и Cd), найдены границы их содержания по пяти уровням равномерной шкалы экологического качества почвы. Согласно предложенной методике по результатам фитотестирования на проростках *Sinapis alba* предельно допустимый уровень содержания в дерново-подзолистой почве цинка составляет 103,1 мг/кг, свинца – 37,5 мг/кг и кадмия – 0,4 мг/кг. По результатам измерения интенсивности эмиссии CO_2 предельно допустимый уровень

содержания в дерново-подзолистой почве цинка составляет 85,8 мг/кг, свинца – 33,5 мг/кг и кадмия – 0,7 мг/кг. При полиметаллическом загрязнении почв оптимальным показателем загрязнения почвы является среднее геометрическое из содержания в почве всех тяжелых металлов.

Таким образом, степень воздействия загрязняющих веществ на систему почва-растение будет зависеть от свойств почв, вида растения и климатических условий. Поэтому существующих градаций ОДК не всегда достаточно, и при разработке нормативов следует учитывать перечисленные выше критерии нормирования.

КОНТРОЛЬ РАЗЛОЖЕНИЯ ПАВ НА ОСНОВЕ ЖИДКИХ, СИНТЕТИЧЕСКИХ, МОЮЩИХ СРЕДСТВ МЕТОДАМИ БИОТЕСТИРОВАНИЯ

Иксанова Т.И.¹, Воронина Л.П.^{1,2}

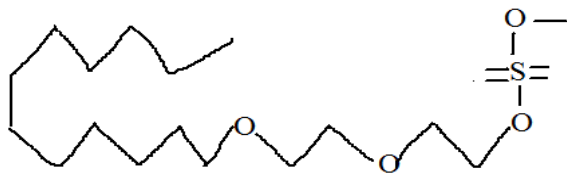
*¹ФГБУ «ЦСП» ФМБА России, ²Московский государственный
университет имени М.В.Ломоносова, факультет почвоведения,
Москва, Россия
Tiksanova@cspmtz.ru*

На современном этапе развития экономики такие отрасли производств как химическая, нефтехимическая, пищевая используют соединения, основу которых, составляют поверхностно-активные вещества (ПАВ), входящие в состав различных средств, применяемых для гидроизоляции, антикоррозийной устойчивости, производства гелей, шампуней, а также для удаления диспергированных смесей из сточных вод хозяйственно-бытового и промышленного назначения методом флотации [1, 2]. Рост промышленного производства поверхностно-активных веществ, связанный с их широким применением и использованием в разных областях хозяйственно-бытового назначения ставит перед производителями вопрос безопасности этих соединений, которые могут оказывать негативное влияние на окружающую среду и человека. Для устранения неблагоприятных воздействий сточных вод (СВ) хозяйственно-бытового, производственного назначения присутствующие в них ПАВ, осуществляющие, с одной стороны, устраняющие негативный эффект, а с другой стороны, требующие их трансформации для последующего более безопасного и более перспективного использования метода биологической очистки СВ с использованием ила. В биологической очистке СВ, осуществляющей с помощью активного ила, значительная роль отводится деструктивным процессам с участием многочисленных представителей микробиоты и простейших организмов. В процессе седиментации ила бактериями и простейшими организмами происходит приспособление представителей биоты их к среде с дальнейшим формированием минерального комплекса [3-5]. Широкое применение ПАВ и присутствие в СВ может оказывать негативное влия-

ние на человека и окружающую среду и вызывает необходимость устранения последствий воздействия данных веществ. Зарубежные авторы проводили исследования токсичности сточных вод в зависимости от присутствия в них ПАВ (следующий комплекс: лаурет сульфат натрия (SLES), додецилбензолсульфонат натрия (SDBS), метилкокоилтаурат натрия (SMCT)). Установлено, что присутствие ПАВ в концентрации $>1,0$ г/л вызвали полное угнетение роста растений салата [6]. Установлено также, что экспозиция лаурета сульфата натрия с концентрацией 21,68 мг/л в течение 96 часов вызвала 50% гибель бентосного олигохетного червя *Tubifex tubifex* и сопровождалось нехарактерным поведением, связанным с ростом беспорядочных движений, усилением секреции слизи и снижением склонности к слипанию [7].

Наши исследования нацелены на оценку использования ряда биотестов при определении токсичности в образцах сточных вод в зависимости от присутствия в них лаурет сульфата натрия.

Для определения возможного негативного воздействия анионного поверхностного вещества (в дальнейшем АПАВ) нами была выполнена серия экспериментов с лаурет сульфатом натрия (ЛСН) (рис. 1), который широко используется в качестве компонента косметического и моющего средства. В задачи исследования входило: определение диапазона токсичности АПАВ на основе ЛСН; определение чувствительности биотестов с тест культурами кольчатými малощетинковыми червями *Enchytraeidae albidus* и семенами однодольных растений *Avena sativa*.



Лаурет сульфат натрия

Рисунок 1. Анионный ПАВ

АПАВ 5% ЛСН изучался в диапазоне высоких и низких концентраций 25-100 мг/л и 0,0125-0,5мг, соответственно. Токсичности ЛСН с культурой *Enchytraeus albidus* оценивали по их выживаемости в течение двухнедельного эксперимента путем прямого подсчета численности живых особей в контрольной и опытной группах. Фитотоксичность с культурой однодольных растений *Avena sativa* определяли по тест-показателям всхожести, длине сформированного корешка и длине проростка по отношению к контрольному варианту.

Рабочий раствор готовили на основании 5% ЛСН (0,01 мл в 1 мл) с оптимальной характеристикой ХПК – 50 мг/л. В результате разведения были приготовлены 2-е серии рабочих растворов: 25-50-75-100 мг и 0,0125-0,0625-0,125-0,25-0,5мг, внесенные на 20г почвы.

В состав экспериментальной почвы вошли: торф «Агробалт» со следующими характеристиками: влажность не более 65%; кислотность рН9 (H₂O) – 5,5- 6,6; рН (KCL) – 5,0- 6,2; питательные элементы N общ – 120 мг/л; P₂O₅ – 80 мг/л; K₂O-140 мг/л; Mg- 30 мг/л; Ca -170мг/л; Cu -9 мг/л; Mg -40 мг/л; Zn – 9 мг/л; Со – 0,001 мг/л + органические вещества не менее 80%. Класс опасности – 4; кварцевый песок ПБ-1501-1 ГОСТ 22551-2011 ОАО «Раменский ГОК».

В лабораторные стеклянные стаканы объемом 250 мл помещали экспериментальную почву массой 20г и кольчатых червей в количестве 7 шт. в каждый стакан. Повторность трехкратная. Эксперимент по фитотестированию заключался в проращивании семян однодольных растений *Avena sativa*. Проращивание семян осуществлялось в чашках Петри с фильтровальной бумагой. Исследуемый раствор АПАВ вносился на фильтровальную бумагу в объеме 8 мл, количество семян составило 10 шт. Закрытые крышкой и промаркированные чашки Петри термостатировались при температуре 23 °С в течение 7 дней. Повторность трехкратная.

В первом эксперименте, выполненном на высоких концентрациях, гибель животных организмов наступила на вторые сутки во всех четырех опытных группах. (отмечена 100% летальность по сравнению с контролем). Фитотестирование подтвердило результаты предварительного эксперимента с культурой *Enchytraeidas albidus*, ни в одной опытной группе семена овса не развивались. Таким образом, в результате эксперимента с высо-

кими концентрациями лаурета сульфата натрия 25-50-75-100 мг/ проявился выраженный токсический эффект.

Исследования степени токсичности ЛСН в следующем эксперименте с концентрациями 0,0125-0,0625-0,125-0,25-0,5 мг были выполнены на тех же тест-культурах.

Результаты исследований с использованием тест-организмов *Enchytraeidas albidus* свидетельствовали об отсутствии токсичности на низких концентрациях (выживаемость организмов в концентрации 0,125 мг – 91,7%) и лишь на концентрации 0,25 мг/мл проявилась токсичность, т.е. количество организмов сократилось на 25% (выживаемость 75%). В ходе фитотестирования с использованием тест-культуры *Avena sativa* присутствие токсичности по тест-показателю величине высоты проростков было отмечено уже на концентрации 0,125 мг/мл и соответствовало 23%, а с увеличением концентрации до 0,25 мг/мл увеличилось до 49%. Присутствие фитотоксичности на этих концентрациях подтверждалось и по тест-показателю – длине первичного корешка.

Таким образом, проведенные исследования по определению острой токсичности АПАВ в состав которого входит лаурет сульфат натрия и согласно, полученным результатам эксперимента концентрации 25-50-75-100 мг/мл по биотесту с использованием *Enchytraeidas albidus* вызывали 100% гибель, а также проявлялась 100% фитотоксичность в биотесте с использованием семян однодольного растения *Avena sativa*. Концентрации лаурета сульфата натрия в диапазоне 0,0625–0,125 – 0,25 мг/мл не проявили острого токсического действия в отношении биотестов *Enchytraeidas albidus* и лишь на максимальной концентрации регистрировалось сокращение численности организмов. Фитотоксическое действия на семенах однодольного растения *Avena sativa* было более выражено, и концентрация 0,25 мг/мл приводила к выраженному угнетению ростовой активности тест-растения.

Литература

1. Неудачина Л. К. Применение поверхностно-активных веществ в анализе: [учеб. пособие] /Л.К. Неудачина, Ю.С. Петрова; Министерство образования и науки Рос. Федерации, Урал. федер. ун-т.– Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2017. – 76 с.

2. Sybil Sharvelle, Rebecca Lattyak, M. Katherine Banks. Evaluation of Biodegradability and Biodegradation Kinetics for Anionic, Nonionic, and Amphoteric Surfactants. *Water, Air, Soil Pollut* (2007) 183:177–186 DOI 10.1007/s11270-007-9367-3
3. Сбойчаков В.Б., Решетова О.В. Микробные сообщества сточных вод. ГАОУ ВО ЛО «Ленинградский государственный университет им. А.С. Пушкина, VIII Лужские научные чтения. Современное научное знание: теория и практика. г.Санкт-Петербург, г. Пушкин, 22 мая 2020, стр.19-22.
4. Возная Н.Ф. Химия воды и микробиология. Учебное пособие для вузов. 2-е издание, Москва. Издательство «Высшая школа»,1979 стр.300-327.
5. Сазонова И.А., Щербаков А.А. Биотехнология защиты окружающей среды. // ФГБОУ ВО «Саратовский ГАУ». – Саратов, 2016. – стр. 80-84.
6. Janiak K. et al. Surfactants effect on aeroponics and important mass balances of regenerative life support system–Lettuce case study //Science of The Total Environment. – 2020. – Т. 718. – С. 137324. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137324
7. Bhattacharya R, Chatterjee A, Chatterjee S, Saha NC. Acute toxicity and sublethal effects of sodium laureth sulfate on oxidative stress enzymes in benthic oligochaete worm, *Tubifex tubifex*. *Comp Biochem Physiol C Toxicol Pharmacol*. 2021 May; 243:108998. Doi: 10.1016/j.cbpc.2021.108998. Epub 2021 Feb 5. PMID: 33556537.

МЕТОДЫ БИОТЕСТИРОВАНИЯ ПРИРОДНЫХ И ТЕХНОГЕННЫХ СРЕД, ИСПОЛЬЗУЕМЫЕ САНКТ-ПЕТЕРБУРГСКИМ ФЕДЕРАЛЬНЫМ ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИМ ЦЕНТРОМ РАН

*Капелькина Л.П. *, Бардина Т.В.*

Санкт-Петербургский федеральный исследовательский центр РАН,

Санкт-Петербург, Россия

** kapelkina@mail.ru*

Несколько лет назад при Научно-исследовательском центре экологической безопасности РАН (НИЦЭБ РАН) была организована испытательно-аналитическая лаборатория (ИАЛ), которая наряду с химическими анализами получила аккредитацию по методам биотестирования. НИЦЭБ РАН наряду с другими организациями вошел в состав Санкт-Петербургского Федерального исследовательского центра РАН (СПб ФИЦ РАН). Биотестирование природных и техногенных сред осуществляется в настоящее время по госбюджетной и хоздоговорным темам.

Объектами исследования в последние годы явились городские почвы Санкт-Петербурга, буровые шламы, отобранные на нефтяных месторождениях Западной Сибири, донные отложения бывших буферных прудов, используемых для дополнительного отстоя сточных вод г. Кириши, где функционирует крупнейший на северо-западе нефтеперерабатывающий завод, полигоны и свалки Ленинградской области, зола от сжигания городских сточных вод Санкт-Петербурга и другие.

Всесторонняя оценка отходов производства – необходимое условие как для выяснения возможностей утилизации их в различных отраслях народного хозяйства, так и выбора направления оптимизации техногенных ландшафтов, решению проблемы рекультивации земель, занятых не утилизируемыми отходами. Многокомпонентность и неизвестность химического состава загрязненных природных объектов (воды, почвы) и некоторых отходов, ограниченное число разработанных и утвержденных предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ в компонентах природной среды, значительные затраты труда, времени и средств на выяснение полного химического состава

определяют сложность оценки экологического состояния объектов и обуславливают необходимость проведения широкого круга исследований и инженерных изысканий.

Методы химического анализа позволяют оценить содержание загрязняющих веществ: химических элементов и органических соединений, но не гарантируют полноту охвата по определению всего состава. В составе загрязненных сред и отходов можно определить большое количество веществ, но не выявить наиболее опасное вещество, обуславливающее токсичность среды. Этого недочета позволяет избежать использование экотоксикологической оценки, осуществляемой методами биотестирования. Биотестирование позволяет установить класс опасности отхода без установления вида загрязняющего вещества.

При осуществлении биотестирования нами используются разные методы и различные тест-организмы: дафнии *Daphnia magna* Straus [6], солоноватоводные рачки *Artemia salina* L [4] хлорелла *Chlorella vulgaris* Beijer [5], инфузории *Paramecium caudatum* [7, 8], высшие растения (пшеница *Triticum vulgare* L, ячмень *Hordeum vulgare* L) [10, 11], овес *Avena sativa* [3], микроорганизмы [9] и другие. В НИЦЭБ РАН разработаны методики по биотестированию буровых шламов и техногенно загрязненных почв, которые внесены в Федеральный реестр [9-11]. Установлено, что по результатам биотестирования один и тот же отход может быть отнесен к разным классам опасности, обычно близким.

Результаты проведенных в лаборатории исследований по определению экологического состояния объектов показали целесообразность использования различных тест-объектов-организмов разного уровня организации: микроорганизмов, высших растений, гидробионтов, млекопитающих, поскольку ни один вид не является универсальным индикатором для оценки состояния загрязненной природной среды или отхода. Целесообразно применение серии биотестов и различных методов биотестирования.

Выбор подходящих методов биотестирования по отношению к различным объектам является залогом успешной и правильной оценки их экологического состояния. Он устанавливается в зависимости от характера и принадлежности исследуемых сред и отходов. Для оценки состояния почв городских объектов озеленения, рекультивации нарушенных земель, почв сельско-

хозяйственных угодий обязательными для применения, наряду с другими методами, должно быть фитотестирование, проводимое элюатным и контактными методами. Использование семян высших растений позволяет оценить пригодность почв для произрастания растений, создания зеленых насаждений: деревьев, кустарников, газонных трав. Целесообразность проведения биотестирования на млекопитающих обусловлена высокой плотностью населения в городах и отношением самого человека к млекопитающим.

Городские почвы вблизи транспортных магистралей часто оцениваются по уровню содержания тяжелых металлов в зависимости от удаленности от полотна дороги. Проведенные нами исследования свидетельствуют о значительном загрязнении почв бенз(а)пиреном. Его концентрации в почве по отношению к ПДК обычно превышают концентрации тяжелых металлов по отношению к значениям ПДК. При биотестировании почв вблизи транспортных магистралей необходимо учитывать их значительную загрязненность бенз(а)пиреном. Бенз(а)пирен образуется при сжигании любого топлива, является продуктом выброса двигателей внутреннего сгорания автомобилей, в больших количествах фиксируется вблизи транспортных магистралей и его концентрации в почве также уменьшаются в зависимости от удаленности места отбора проб от полотна автомобильной дороги.

Для экотоксикологической оценки буровых шламов, отобранных на нефтяных месторождениях, расположенных на сильно обводненных участках (болотах), методы биотестирования должны включать проведение исследований по влиянию отходов на водные организмы. Наряду с биотестированием, проводимым на дафниях, хлорелле, инфузориях, высших растениях, микроорганизмах, нами совместно со Всероссийским научно-исследовательским институтом рыбного хозяйства и океанографии (Санкт-Петербургский филиал ФГБНУ «ВНИРО» «ГосНИОРХ» им. Л.С. Берга») проводятся исследования на икринках аквариумных рыб. Эмбрионы рыб являются важными тест-организмами для установления степени загрязнения рыбохозяйственных водоемов. В качестве тест-организмов используют икру и предличинки рыб *Brachidanio rerio*. Из опытов с эмбрионами рыб можно получить ряд дополнительных сведений о специфике действия вредных веществ в исследуемых пробах на

живой организм (воздействие на процесс клеточного деления, на отдельные системы и органы). Эмбрионы рыб и предличинки более чувствительны к токсическому воздействию по сравнению со взрослыми особями. Водные вытяжки готовятся согласно утвержденной методике [12]. При исследовании осуществляется наблюдение за эмбриональным развитием в водных вытяжках проб, выклевом свободных эмбрионов (предличинок) и выживаемостью их после выклева. Исследования проводятся по «Методическим указаниям по разработке нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения», утверждённые Росрыболовством №695 от 04.08.2009г. (с изменениями на 22 декабря 2016 г.) [2]. В выводах используется Приложение №5 к «Критериям отнесения отходов к I-V классам опасности по степени негативного воздействия на окружающую среду», утвержденное приказом Минприроды России № 536 от 04.12.2014 г. [1]. О степени токсичности судят по наличию морфологических изменений (смертности эмбрионов, появлению уродств, отставанию в размерах и темпах развития). По результатам исследований методом биотестирования по выявлению токсического действия водных вытяжек из отходов на тест-объект (икра и предличинки рыб *Brachidanio rerio*) можно экспериментально установить наличие или отсутствие статистически достоверного повышения смертности эмбрионов и предличинок, увеличения числа особей с дефектами развития и отставания предличинок в размерах и темпах развития. Именно применение этого метода при биотестировании была зафиксирована высокая токсичность реагента «сайпан», применяемого при бурении скважин. Переход икринок в стадию личинок сопровождался гибелью последних или появлением уродств у личинок.

При проведении исследований по биотестированию проб почв, отобранных в фоновых районах Западных Сибири, на которых ещё не осуществлялись никакие работы по освоению месторождения и добыче нефти, нами наблюдались случаи гибели дафний в водных вытяжках из природных почв и в отобранных пробах поверхностной воды.

Влияние техногенной среды на поведенческую реакцию живых организмов может быть различным и непредсказуемым

(неожиданным). При отборе проб воды для проведения биотестирования на одном из полигонов с размещенными отходами, на локальном участке было зафиксировано наличие жизнедеятельных дафний, хотя в других пробах, отобранных на этом полигоне, была зафиксирована токсичность. Это обусловлено неоднородностью степени загрязнения размещенных отходов

Для оценки загрязненных почв и отходов применяется методика по использованию для биотестирования клеток крупного рогатого скота (сперма быков). Совместно с медицинским испытательным центром нами осуществляются исследования, при которых в качестве тест-объектов используются мыши и крысы. После предварительного введения через зонд вытяжки из исследуемого отхода рассматриваются основные характеристики состояния животного: кожные покровы, патоморфологические, гематологические, биохимические и другие показатели подопытных животных (крыс или мышей) в сравнении с группой контрольных животных.

В заключении хотелось бы отметить, что значения разработанных для почв ПДК подразделяются и имеют различные значения по транслокационному (переход в растения), миграционному водному, миграционному воздушному и общесанитарному показателям. Для большинства химических элементов, прежде всего тяжелых металлов, максимальные значения ПДК установлены по общесанитарному показателю, в то же время их значения, как правило, принимают для всех случаев оценки состояния почв. По нашему мнению, степень загрязнения почв сельскохозяйственных угодий правильнее оценивать по транслокационному показателю ПДК – переходу загрязняющих веществ в растения. Наряду с методами химического анализа загрязненные почвы должны оцениваться методами биотестирования.

Литература

1. Критерии отнесения отходов к I-V классам опасности по степени негативного воздействия на окружающую среду (утверждены приказом Минприроды России № 536 от 04.12.2014 г.).
2. Методические указания по разработке нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения», утвер-

- ждённые Росрыболовством №695 от 04.08.2009г. (с изменениями на 22 декабря 2016г.).
3. МР. 2.1.7.2297-07. Обоснование класса опасности отходов производства и потребления по фитотоксичности.
 4. ПНД Ф Т 14.1:2.14-06 (Т 16.1:3.11-06) ФР.1.39.2006.0250. Методика определения токсичности высокоминерализованных поверхностных и сточных вод, почв и отходов по выживаемости солоноватоводных рачков *Artemia salina* L.
 5. ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.10-04/Т 16.1:2:2.2:2.3:3.7-04 (издание 2021 г) «Методика измерений оптической плотности культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer) для определения токсичности питьевых, пресных природных и сточных вод, водных вытяжек из грунтов, почв, донных отложений, осадков сточных вод, отходов производства и потребления», ФР.1.39.2021.40209.
 6. ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.12-06/Т 16.1:2:2.2:2.3:3.9-06 (издание 2021 г.) ФР.1.39.2021.40207. Методика измерений количества *Daphnia magna* Straus для определения острой токсичности питьевых, пресных природных и сточных вод, водных вытяжек из грунтов, почв, осадков сточных вод, донных отложений, отходов производства и потребления методом прямого счета.
 7. ПНД Ф Т 16.2:2.2-98 (ред. 2015г.) ФР 1.39.2015.19243 Методика определения токсичности проб почв, донных отложений и осадков сточных вод экспресс-методом с применением прибора серии «Биотестер».
 8. ПНД Ф Т 16.3.16-10 (ред. 2015г.) Методика определения токсичности отходов производства и потребления экспресс-методом с применением прибора серии «Биотестер».
 9. ФР.1.39.2004. 01104. Методика определения класса опасности буровых шламов. М-БШ-02-2004. ФР.1.39.2006.02264.
 10. ФР.1.39.2004.01061. Методика определения класса опасности буровых шламов. М-БШ-01 -2004.
 11. ФР.1.39.2006.02264. Методика выполнения измерений всхожести семян и длины корней проростков высших растений для определения токсичности техногенно-загрязненных почв. М-П-2006.
 12. ФР.1.39.2007.03222. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний.

ЭКОЛОГО-РАДИАЦИОННОЕ СОСТОЯНИЕ ПОЧВ В ЗОНЕ ТЕХНОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ РЕКИ ТЕЧА

Кобякова Т.И., Уфимцева Л.В.

*ФГБУ САС «Шадринская», Шадринск, Россия
lora708@yandex.ru*

Аннотация. Одной из крупнейших техногенных катастроф двадцатого века является серия аварийных ситуаций на ПО «Маяк», в результате чего произошло радиоактивное загрязнение бассейна реки Теча. Оценка динамики содержания долгоживущих изотопов стронция-90 и цезия-137 и общего радиационного фона почв в пойме реки Теча на территории Курганской области проводилась специалистами ФГБУ САС «Шадринская» с 1993 по 2022 годы на закрепленных реперных точках. За период наблюдений общий гамма-фон уменьшился с 13 мкР/ч до 9 мкР/ч и в настоящее время оценивается как нормальный. В 1993-1995 гг. средний уровень радиационного загрязнения по стронцию-90 почв был оценен как средний, по цезию-137 как минимальный. К 2022 году на фоне процессов самоочищения экосистем и мероприятий по снижению уровня загрязнения долгоживущими изотопами уровень радиационного загрязнения в целом снизился до минимального. В 2022 году активность цезия-137 в пойменных почвах реки Теча по сравнению с 2016 годом снизилась на 18,7-40,5 %, активность стронция-90 снизилась на 10,5-40,0 %, что свидетельствует о протекающих процессах самоочищения бассейна реки Теча. Самыми высокими показателями активности радионуклидов цезия-137 и стронция-90 характеризуются пойменные почвы ЗАО им. Калинина Далматовского района. Активность долгоживущих изотопов стронция-90 и цезия-137 в зерне, соломе и травах, отобранных в реперных точках на территории Каргапольского, Мишкинского, Шадринского, Шатровского, Шумихинского, Катайского и Далматовского районов как в 2016, так и в 2022 годах не превышала допустимые уровни.

Summary. The series of emergencies at the factory «Mayak» is one of the largest man-made disasters of the twentieth century. As a result, radioactive contamination of the Techa River occurred. The

assessment of the dynamics of the content of long-lived strontium-90 and cesium-137 isotopes and the general radiation background of soils in the floodplain of the Techa River in the Kurgan Region was carried out by specialists from the Shadrinskaya agrochemical station from 1993 to 2022 at fixed reference points. During the observation period, the general gamma background decreased from 13 mkR/hour to 9 mkR/hour and is currently assessed as normal. In 1993-1995, the average level of radiation contamination for strontium-90 soils was assessed as average, for cesium-137 as minimal. By 2022, with the self-purification of ecosystems and measures to reduce the level of pollution with long-lived isotopes, the level of radiation pollution has generally decreased to a minimum. In 2022, the activity of cesium-137 in the floodplain soils of the Techa River decreased by 18,7-40,5% compared to 2016, the activity of strontium-90 decreased by 10,5-40,0%. The floodplain soils of the farm «imeni Kalinina» are characterized by the highest activity of cesium-137 and strontium-90 radionuclides. The activity of long-lived isotopes of strontium-90 and cesium-137 in grain, straw and grasses sampled at reference points in the Kargapolsky, Mishkinsky, Shadrinsky, Shatrovsky, Shumikhinsky, Kataisky and Dalmatovsky districts did not exceed the permissible levels both in 2016 and 2022.

Ключевые слова: эколого-радиационное состояние почв; цезий-137; стронций-90; гамма-фон; активность радионуклида.

Key words: ecological and radiation state of soils; cesium-137; strontium-90; gamma background; radionuclide activity.

Введение. Одной из крупнейших техногенных катастроф двадцатого века является серия аварийных ситуаций на ПО «Маяк», в результате чего в воды реки Теча были сброшены более 70 млн. тонн радиоактивных сточных вод. В зону загрязнения, Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС), попали целые районы Челябинской, Курганской и Свердловской областей. Несмотря на то, что со времени аварии прошло уже более шестидесяти лет, в ряде районов в зоне воздействия реки Теча сохраняется повышенное содержание долгоживущих радионуклидов цезия-137 и стронция-90 в почвах и растительной продукции. На берегах Течи и Исети, куда впадает Теча, находятся населенные пункты Катайского, Далматовского, Шадринского, Каргапольского и Шатровского районов. Общая численность населения на берегах этих рек – около 100 тыс. человек [1].

Мониторинг эколого-радиационного состояния почвенного покрова и сельскохозяйственной продукции в зоне ВУРС ведется в целях обеспечения комплексной объективной информации о радиационном состоянии агроэкосистем учеными всего Уральского региона [2, 3, 4, 5].

Целью исследований является оценка динамики содержания долгоживущих изотопов стронция-90 и цезия-137 и общего радиационного фона почв в пойме реки Теча на территории Курганской области.

Материалы и методы исследований. Исследования проводились на реперных точках, расположенных в Далматовском районе (СПК «Крутихинский», СПК «Заречный-2», агрокомбинат «Заря», ЗАО им. Калинина), Каргапольском районе (СПК «Житниковский», ЗАО «Хлебопродукт», ООО «Октябрь»), Катайском районе (СПК «Краснограврдейское», СПК «Верхнетеченское», ЗАО агрофирма «Шутихинская», ОАО «Родина»), Мишкинском районе (ЗАО «Такташинский», ОАО «Севастьяновский»), Шадринском районе (ООО «Мельниковское», СХПК «Речной», ОАО «Красная звезда»), Шатровском районе (СХПК колхоз «Россия», ООО «Победа»), Шумихинском районе (СПК «Зайково», СПК «Каясановский»). Мониторинг эколого-радиационного состояния почвенного покрова и сельскохозяйственной продукции проводится специалистами ФГБУ САС «Шадринская» с 1993 по настоящее время. В статье представлены результаты исследований за 1993-2022 гг, сравнение данных за 2016 и 2022 годы позволило нам оценить динамику снижения содержания долгоживущих изотопов [6].

Радиационный фон измеряли приборами ДРБП-03 и ДКГ-02У «Арбитр», активность цезия-137 определяли на гамма-спектрометре «Прогресс-БГ», активность стронция-90 определяли на бета-спектрометре в испытательной лаборатории ФГБУ САС «Шадринская» в трехкратной повторности. Результаты определения обработаны с использованием дисперсионного анализа.

Результаты и их обсуждение. Общий гамма-фон, характеризующий суммарное содержание радионуклидов природного и техногенного происхождения, а также активность долгоживущих изотопов стронция-90 и цезия-137 и коэффициенты их накопления в растениях является важнейшим показателем оценки эколого-радиационного состояния окружающей среды.

Цезий-137, долгоживущий изотоп с периодом полураспада 30 лет, при поступлении в организм хорошо всасывается, преимущественно локализуется в мышечной ткани и, накапливаясь до определенных пределов, вызывает лучевую болезнь. Стронций-90, долгоживущий изотоп с периодом полураспада 29 лет, как аналог кальция участвует в обменных процессах растений и животных. В больших количествах в организме человека вызывает лучевую болезнь. В почвах цезий-137 необменно фиксируется внутри кристаллической решетки глинистых минералов и менее доступен для растений по сравнению с стронцием-90, находящимся в почвах в основном в обменном состоянии [3].

За период наблюдений гамма-фон снизился с 13 мкР/ч до 9 мкР/ч и оценен нами как нормальный (таблица 1).

Таблица 1. Среднее значение показателей радиационного состояния почв реперных участков по зоне деятельности ФГБУ САС «Шадринская», 1993- 2022 гг.

Радиологические показатели	Единицы измерения	1993	1996	2001	2003	2006	2011	2017
		- 1995	- 2000	- 2002	- 2005	- 2010	- 2016	- 2022
Радиологические показатели, мощность экспозиционной дозы								
Гамма-фон	мкР/ч	13	11	9	8	7	8	9
Активность стронция-90	Бк/кг	79	38,5	22,94	17,5	9,20	7,54	4,10
	Ки/км ²	0,51	0,25	0,15	0,11	0,06	0,05	0,03
Активность цезия-137	Бк/кг	45	9,83	9,1	9,0	8,7	7,12	6,14
	Ки/км ²	0,29	0,07	0,06	0,06	0,06	0,05	0,04

В 1993-1995 гг средний уровень радиационного загрязнения по стронцию-90 почв был оценен нами как средний, по цезию-137 как минимальный. К 2022 году на фоне процессов самоочищения экосистем и мероприятий по снижению уровня загрязнения долгоживущими изотопами уровень радиационного загрязнения снизился до минимального. При этом активность долгоживущих изотопов стронция-90 и цезия-137 в зерне, соломе и травах, отобранных в реперных точках на территории Китайского, Далматовского, Шадринского, Каргапольского, Ша-

тровского, как в 2016, так и в 2022 годах не превышала допустимые уровни.

Особенное внимание уделяется Далматовскому и Катайскому районам, прилегающим к пойме реки Теча, с водами которой после аварии мигрировали радиоактивные вещества вниз по течению. Сегодня в результате периодических разливов и наносов ила, содержащего повышенное содержание радионуклидов, возможно вторичное загрязнение этих земельных участков.

В целом в 2022 году активность цезия-137 в пойменных почвах реки Теча по сравнению с 2016 годом снизилась на 18,7-40,5 %, активность стронция-90 снизилась на 10,5-40,0 % (таблица 2).

Таблица 2. Активность радионуклидов в пойменных почвах реки Теча

Хозяйство	Активность радионуклидов (Ки/км ²)			
	2016 год		2022 год	
	Цезий-137	Стронций-90	Цезий-137	Стронций-90
Далматовский район				
СПК «Заречный-2»	0,22±0,05	0,55±0,16	0,14±0,04	0,33±0,09
ЗАО им. Калинина	1,28±0,26	0,50±0,14	1,04±0,03	0,36±0,09
Катайский район				
СПК «Верхнетеченское»	0,79±0,21	0,38±0,13	0,47±0,11	0,34±0,09

В 2016 году уровень радиоактивного загрязнения пойменных почв по цезию-137 варьировал от минимального (менее 1 Ки/км²) на территории СПК «Заречный-2» и СПК «Верхнетеченское» до слабого (от 1 до 5 Ки/км²) в ЗАО им. Калинина. В 2022 году уровень загрязнения на реперных участках сохранился.

По стронцию-90 в 2016 году пойменные почвы характеризовались слабым уровнем загрязнения (от 0,3 до 0,5 Ки/км²) в ЗАО им. Калинина и СПК «Верхнетеченское», средним уровнем – в СПК «Заречный-2» (от 0,5 до 1 Ки/км²). В 2022 году наблюдается существенное снижение активности стронция-90 до минимального

уровня загрязнения почвы. В целом, самыми высокими показателями активности радионуклидов цезия-137 и стронция-90 характеризуются пойменные почвы ЗАО им. Калинина.

Закключение. С 1993 по 2022 годы гамма-фон снизился с 13 мкР/ч до 9 мкР/ч и оценивается как нормальный. Уровень радиационного загрязнения по стронцию-90 почв снизился со среднего до минимального. В 2022 году активность цезия-137 в пойменных почвах реки Теча по сравнению с 2016 годом снизилась на 18,7-40,5 %, активность стронция-90 снизилась на 10,5-40,0 %, что свидетельствует о протекающих процессах самоочищения экосистемы. Активность долгоживущих изотопов стронция-90 и цезия-137 в зерне, соломе и травах, отобранных в реперных точках на территории Катайского, Далматовского, Шадринского, Каргапольского, Шатровского районов как в 2016, так и в 2022 годах не превышала допустимые уровни.

Литература

1. Левина С.Г., Шарова Л.Ф., Каблова К.В. Современная радиоэкологическая обстановка территорий ВУРСА// XXII Бирюковские чтения/ Материалы Всероссийской научно-практической конференции. Челябинск: Изд-во Южно-Уральский гуманитарный государственный педагогический университет, 2019.
2. Дерягин В.В., Левина С.Г., Аклеев А.В., Сутягин А.А. Радионуклиды в основных компонентах и приозерных почвах экосистемы озера Малые кирпичики (ВУРС) // Радиационная биология. Радиоэкология. 2021. Т. 61. № 2.
3. Котченко С.Г., Скипин Л.Н., Захарова Е.В., Бурлаенко В.З., Гаевая Е.В., Ознобихина А.О. Исследование влияния радиации на состояние почв // Аграрный вестник Урала. 2017. № 4(158).
4. Молчанова И.В. Техногенные радионуклиды в почвах Восточно-Уральского радиоактивного следа и их накопление растениями различных таксономических групп // Радиационная биология. Радиоэкология. 2014. Т.54. № 1.
5. Тимофеев И.В., Кузьменкова Н.В. Пространственное распределение ^{137}Cs в почвах г. Озерск (Челябинская область) // Вестник Московского университета. Серия 5: География. 2013. № 6.
6. Кобякова Т.И., Уфимцева Л.В. Оценка эколого-радиационного состояния почв северной лесостепи Курганской области // Вестник КрасГАУ. 2017. № 12 (135).

БИОИНДИКАЦИЯ В РАЗРАБОТКЕ НОРМАТИВОВ ДОСНП (НА ПРИМЕРЕ ПОЧВ СУХОСТЕПНОЙ ЗОНЫ)

Ковалева Е.И., Трофимов С.Я.

*Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова,
факультет почвоведения, Москва, Россия
katekov@mail.ru*

Функционирование экосистем в биосфере напрямую связано с почвами, их свойствами, функциями [11]. Состояние почвы может изменяться с течением времени из-за антропогенного воздействия. Так, нефтяное загрязнение почв может кардинально изменить функционирование компонентов природной среды, в том числе почв. Между тем жизнь человека связана с почвенными ресурсами, предоставляющими широкий спектр экологических услуг.

Экологические проблемы и установленные требования нормативных правовых актов определяют необходимость установления безопасных норм остаточного содержания нефтяных углеводородов для почв, чтобы сбалансировать оптимальное соотношение между человеком и природой [19]. Для оценки уровня загрязненности почв нефтепродуктами (НП) согласно [16] устанавливается допустимое остаточное содержание нефти в почве (ДОСНП). В этом аспекте важным остается вопрос разработки оценочного аппарата, включающего набор чувствительных показателей для оценки качества почвы и принятия решений в области эколого-экономической политики. До настоящего времени отсутствуют единые указания по выбору чувствительных показателей для нормирования нефтезагрязнения в почвах, а также существуют различные мнения относительно выбора оптимальных оценочных показателей при установлении уровня загрязнения почв.

В нашей работе мы оцениваем качество почв Ставропольского края, используемых в сельском хозяйстве; с помощью ряда биологических показателей, которые используются для экологической оценки состояния почв в условиях загрязнения. Биологические показатели рассматриваются с точки зрения индикации

и информативности на примере почв каштанового ряда разного уровня засоления.

Объектами исследования послужили светло-каштановые (С-К) и лугово-каштановая слабозасоленная (Л-К) [13], используемые в сельском хозяйстве. Пробы почв отбирались на незагрязненных нефтью земельных участках площадью 10x10 м методом конверта из 5 точек с глубины 0-20 см, из которых составлена объединенная проба.

Для оценки изменения отдельных функций почв в условиях нефтяного загрязнения, проводился модельный эксперимент в лабораторных условиях. В эксперименте использована сырая нефть, добываемая в Ставропольском крае. В почвы вручную вносили дозы сырой нефти (от 1,0 до 60,0 г кг⁻¹), основываясь на экспертном заключении об их возможной сорбционной способности к НП. Сначала в образец каждой почвы добавляли сырую нефть в соотношении образец почвы: сырая нефть как 1:1 для лучшего смешивания нефти с образцами почвы, затем на основе расчета необходимых концентраций к образцам почвы добавляли соответствующую дозу загрязненного образца почвы. Почвы в эксперименте инкубировали при температуре +25±1°C, влажности почв ~ 60% в течение 30 дней. Работы выполнялись в трех повторностях. Контролем служил вариант без внесения нефти в почву.

Химические методы. В исходных образцах почв определяли гранулометрический состав [1], рНН₂O [10], содержание органического вещества почвы бихроматным методом [6], подвижный P₂O₅ [7], обменный K₂O [7], азот аммония и нитратов [8]; обменные Na [4], Ca, Mg [3]; катионный состав в водном экстракте [2]; плотный осадок [1], содержание НП [12].

Активность каталазы оценивали с использованием газометрического метода, измеряя объем выделенного водорода кислорода при разложении перекиси водорода [20], и выражали в мл O₂ г⁻¹ мин⁻¹. Параметры почвенного дыхания определяли в соответствии с [21]. Удельную активность дыхания (микробный коэффициент) qCO₂ (мкгСО₂-Смг⁻¹ Смик час⁻¹) рассчитывали как отношение БД/Смик [22].

Определение потенциальной активности денитрификаторов проводилось с добавлением глюкозы. Потенциальная активность метаногенов определена кинетическим методом по выделению газообразного метана в инкубируемых закрытых сосудах [18].

Вегетационный опыт заложен по общепринятой методике [15] в трехкратной повторности. В качестве тест-культур выбраны однодольное растение яровая пшеница сорта Эстер и двудольное рапс яровой сорта Ратник. В эксперименте оценивали: всхожесть семян, биомассу сырую и сухую растений, массу зерен (семян) [15], концентрацию хлорофилла и каротиноиды в растениях из 100 % ацетоновой вытяжки [14].

Тестирование на почвенной мезофауне выполнено с использованием малощетинковых червей из семейства дождевых червей – *Eisenia fetida*; в качестве контроля использовали искусственную почву (на сухую массу, 105 °С): 10 % сфагнового мха (рН 5,5-6,0, без видимых растительных остатков, тонко растертый и сухой); 20 % каолиновой глины (с содержанием каолинита около 30%); 0,3-1,0 % карбоната кальция (CaCO_3 , пудра, аналитической чистоты) для доведения исходного рН почвы до $6,0 \pm 0,5$; 70 % воздушно-сухого кварцевого песка (тонкий песок с более 50 % частиц размером 50-200 мкм), а также исходную незагрязненную НП почву/

Образец почвенного слоя 0-20 см С-К почвы представлял горизонт супесчаного состава, реакция среды – слабощелочная (рН 8,7). Содержание гумуса в С-К почве – 0,94%, аммонийного азота – на уровне 2 мг кг^{-1} , нитратов – 28 мг кг^{-1} , плотный остаток в почве – 0,04%. Л-К почва – тяжелосуглинистая почва согласно гранулометрическому составу, рН – 8,7. Содержание гумуса в Л-К составляло 3,95%, аммонийного азота в почве – 3 мг кг^{-1} , нитратов 26 мг кг^{-1} ; плотный остаток равен 0,134%.

Выявлено изменение процессов функционирования почв в условиях нефтезагрязнения: с увеличением содержания НП увеличивается активность дыхания, смик нефтеокисляющих микроорганизмов, интенсифицируются процессы самоочищения почв. Установлено подавление активности каталазы в почвах с признаками засоления и отсутствие ее связи с концентрациями НП. Активность ДНФ и метаногенез в почвах в условиях нефтяного загрязнения изменялись разнонаправлено.

Предельный уровень содержания НП в почвах устанавливался на основании оценки изменения активности дыхания для С-К и Л-К почв и с учетом изменения каталазной активности для С-К почвы. Предельный уровень содержания НП, при котором происходят изменения биотического отклика, зависит от свойств почвы, а именно от ее сорбционной способности, в том числе степени

гумусированности и гранулометрического состава. Первые достоверные изменения в С-К почве наблюдались при $0,4 \text{ г кг}^{-1}$, в Л-К слабозасоленной почве — до $1,6 \text{ г кг}^{-1}$, которые можно рассматривать как изменение в функционировании почвы и трактовать как норматив качества почв. Пороговая концентрация НП (условно величина ДОСНП) для С-К почвы установлена как $2,5 \text{ г кг}^{-1}$; для Л-К слабозасоленной почвы — $4,3 \text{ г кг}^{-1}$.

Результаты вегетационного опыта показали, что при содержании НП более 7 г кг^{-1} в ЛК почвах происходит достоверное снижение биомассы пшеницы и рапса, концентрации хлорофилла а и b. В СК почвах снижение биомассы пшеницы, концентрации хлорофилла а и b происходило при концентрации НП выше 4 г кг^{-1} . тогда как для рапса изменение этих показателей зафиксировано при концентрации нефтепродуктов выше 2 г кг^{-1} . Рапс проявил большую чувствительность к нефтяному загрязнению, нежели пшеница при выращивании на почвах каштанового ряда. Низкие концентрации НП в обеих почвах вызывали явление горемезиса.

Как видно, разные показатели выявили разные пороговые значения содержания НП в почвах. Для растений эти границы были более «мягкими» по сравнению с оценкой функционирования микробиоты почв. Очевидно, что почвенная микроорганизмы первые реагировали на изменение функционирования в условиях нефтезагрязнения. Разные уровни допустимого безопасного содержания НП в изученных почвах по отношению к растениям объясняются сорбционной способностью и устойчивостью почв к воздействию.

Результаты исследований нефтезагрязненных почв каштанового ряда и их незагрязненных аналогов в лабораторном эксперименте выявили неоднозначность применения ряда показателей. Установлено ограничение использования: активности каталазы, ДНФ, почвенной мезофауны (*Eisenia fetida*) как показателей для экологического нормирования НП в почвах засоленного ряда. Уже при слабом засолении ($0,13\%$) почв каштанового ряда показатели: активность каталазы и ДНФ являются не информативными и не могут служить надежными индикаторами, отражающими состояние окружающей среды.

Показатели активности дыхания (БД, Смик) могут применяться в качестве индикационного показателя для оценки нефтезагрязненных почв. В нашей работе активность дыхания рас-

смачивается как биоценотическая функция экосистемы, которая реагирует на нефтяное загрязнение. БД является одним из ключевых критериев функции почвы при регулировании газового режима атмосферы. Активизация нефтеокисляющих микроорганизмов в почве в условиях загрязнения — пусковой механизм самовосстановления биоты почв как биоценотическая функция почв (Добровольский, Никитин, 1990) – условно «внутренняя» функция почв. Однако фитотестирование (вегетационный опыт) показало, что имеется сорбционный потенциал почв, который позволяет основным растениям сельскохозяйственного севооборота сухой степи функционировать без изменения характеристик растений в некотором более широком диапазоне содержания НП в почвах.

Наилучшие оценочные параметры растений – зеленая и сухая биомасса растений, концентрации хлорофилла а и b для оценки и экологического нормирования нефтепродуктов в почвах каштанового ряда Ставропольского края. Концентрации каротиноидов не имели направленного изменения в зависимости от содержания нефтепродуктов в почве

При превышении пороговых концентраций НП, установленных по изученным показателям, функционирование экосистемы нарушается и требуется проведение рекультивационных работ.

Метод главных компонент может служить дополнительным инструментом для верификации установленных пороговых значений НП; выбора наилучших индикаторов, не зависящих от естественных факторов.

Финансирование. Исследование выполнено в рамках Программы развития Междисциплинарной научно-образовательной школы Московского государственного университета имени М.В.Ломоносова «Будущее планеты и глобальные изменения окружающей среды»; государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации (тема № 121040800147-0 «Почвенные информационные системы и оптимизация использования почвенных ресурсов»).

Литература

1. ГОСТ 26423-85 Почвы. Методы определения удельной электрической проводимости, рН и плотного остатка водной вытяжки.

2. ГОСТ 26428-85 Почвы. Методы определения кальция и магния в водной вытяжке.
3. ГОСТ 26487-85 Почвы. Определение обменного кальция и обменного (подвижного) магния методами ЦИНАО.
4. ГОСТ 26950-86, Почвы. Метод определения обменного натрия.
5. ГОСТ 28268-89 Почвы. Методы определения влажности, максимальной гигроскопической влажности и влажности устойчивого завядания растений.
6. ГОСТ 26213-91 Почвы. Методы определения органического вещества.
7. ГОСТ 26205-91 Почвы. Определение подвижных соединений фосфора и калия по методу Мачигина в модификации ЦИНАО.
8. ГОСТ Р 53219-2008 Качество почвы. Определение содержания нитратного азота, аммонийного азота и общего азота в воздушно-сухих почвах с помощью хлорида кальция в качестве экстрагирующего вещества.
9. ГОСТ 33042—2014 «Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Тест на репродуктивность дождевых червей (*Eisenia fetida*/*Eisenia andrei*).
10. ГОСТ 12536-2014 Грунты. Методы лабораторного определения гранулометрического (зернового) и микроагрегатного состава.
11. Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Функции почв в биосфере и экосистемах (экологическое значение почв)- М.: Наука, 1990. – 261 с.
12. ПНДФ 16.1:2.2.22-98 «Методика измерения массовой доли нефтепродуктов в почве и донных отложениях методом ИК-спектromетрии. Количественный химический анализ почв». 2005. 18 с.
13. Классификация и диагностика почв СССР Егоров В.В., Фридланд В.М., Иванова Е.Н. и др. (сост.) М.: «Колос», 1977. – 221 с.
14. Практикум по физиологии растений/Н. Н. Третьяков, Т. В. Карнаухова, Л. А. Паничкин и др. — 3-е изд., перераб. и доп. — М.: Агропромиздат, 1990. —271 с: ил.
15. Практикум по агрохимии под редакцией академика РАСХН Минеева В. Г., МГУ, 2001.
16. Приказ Министерства природных ресурсов Российской Федерации от 12 сентября 2002 г. N 574 «Об утверждении временных рекомендаций по разработке и введению в действие нормативов допустимого остаточного содержания нефти и продуктов ее трансфор-

мации в почвах после проведения рекультивационных и иных восстановительных работ»

17. ПНДФ 16.1:2.2.22-98 «Методика измерения массовой доли нефтепродуктов в почве и донных отложениях методом ИК-спектроскопии. Количественный химический анализ почв». 2005. 18 с.
18. Степанов А.Л., Лысак Л.В. Методы газовой хроматографии в почвенной микробиологии: Учеб. -метод. пособие; Моск. гос. ун-т им. М.В. Ломоносова. Москва: МАКС Пресс, 2002. – 86 с.
19. Федеральный закон "Об охране окружающей среды" от 10.01.2002 N 7-ФЗ.
20. Galstian, A.S., 1974. Enzymatic activity of soils. *Geoderma* 12, 43–48.
21. Anderson, J.P.E., Domsch, K.N., 1978. A physiological method for quantitative measurement of microbial biomass in soil. *Soil Biol. Biochem.* 10, 215–221.
22. Anderson, T.H., Domsch, K.H. Maintenance requirements of actively metabolizing microbial populations under in situ conditions. *Soil Biol. Biochem.* 1985.17, 97–203.

О ПОДХОДАХ К МИКРОБИОЛОГИЧЕСКОЙ ДИАГНОСТИКЕ В КАКОСФЕРЕ

Кожевин П.А.

*Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова,
факультет почвоведения, Москва, Россия
kozhevina@mail.ru*

Рассматриваются некоторые возможности микробиологической диагностики в какосфере (Г.А. Заварзин) как области экологической дисгармонии в результате деятельности человека. В нашем случае речь идет о способности распознавать (от греч. *diagnosticos*) уровень нарушений природных местообитаний по природному микробному сообществу – интересному и предельно сложному “биосенсору”, который сделан не человеком (“*objets trouvés*”). Выбор в качестве объекта микробного сообщества определяется тем, что именно система микроорганизмов рассматривается как необходимое и достаточное условие создания и сохранения всей биосферы, поскольку в микробную систему как в матрешку вложены все остальные обитатели планеты. Указанная целевая функция (телеономия) микробной системы была сформулирована С.Н. Виноградским, а ее реализация происходит посредством организации основных биогеохимических циклов на основе ведущего цикла органического углерода. Биосемиотика интегрированного мира знаков подтверждает, что именно микроорганизмы “играют решающую роль в этом сюжете” [5]. Таким образом, информация от рассматриваемого биосенсора представляют интерес при анализе широкого спектра злободневных проблем от локальной трансформации среды в ходе процессов создания агроценозов и урбанизации до глобальных проблем состава атмосферы и климата. Ясно также, что в предельном случае с полным функциональным отказом сенсора (“мертвая канарейка“ в шахте) мы рискуем получить в итоге мертвую планету.

Важнейшим представляется вопрос о выборе показателей для характеристики любой сложной системы. Например, для оценки “здоровья” почв по состоянию почвенной микробной системы предложено много показателей, подробный перечень

которых с кратким описанием возможностей и ограничений представлен в специальной работе [6]. К представленному здесь обширному списку индикаторов, можно добавить немало других показателей, которые использовались исследователями при решении частных задач. Несомненно, что почетное место (mainstream) сейчас занимают современные молекулярно-генетические методы таксономической характеристики объектов. Успехи и популярность подхода очевидны и привели к накоплению огромной информации и постоянным ревизиям таксономических схем.

Однако здесь мы не будем опираться на геноцентризм, слабые места которого были отмечены в серии классических работах Г.А.Заварзина. Достаточно указать на “фокус” с подменой объектов микробиологии (клетки, популяции, сообщества) на генетическую информацию. В качестве далекой аналогии можно сослаться на корпускулярно-волновой дуализм в физике, когда частица ДНК с определенной химической структурой создает некую функцию (сходство с волной), представленную совсем не тем же самым упорядоченным ансамблем атомов нуклеиновой кислоты. Стратегическая слабость редуccionистских подходов на основе молекулярно-генетических методов в экологии микроорганизмов, наглядно показана на основе анализа сотен статей в ведущих научных журналах самого высокого рейтинга. В частности, отмечено, что подобные работы по существу представлены описаниями в виде огромных списков таксономических объектов и “отчаянным попыткам найти вопрос для полученных данных, т.е. сделать историю из данных” [7].

Даже на основе “старой” микробной систематики отмечена функциональная избыточность микробных сообществ в виде “барокко мира природы” [2]. Как правило, микробные сообщества почвы отличаются такой высокой структурной избыточностью, что потеря таксономического разнообразия редко приводит к серьезному снижению функционального потенциала. Налицо проблема когерентности (соответствия) функциональных и таксономических характеристик, которая характерна особенно для современных геноцентрических исследований [1, 2]. Весьма сомнительной представляется и надежда на связь между обилием функциональных генов или транскриптов и скоростью соответствующих биогеохимических процессов. Например, метаанализ взаимосвязи между обилием генов и/или транскриптов

ключевых ферментов циклов углерода и азота и скоростью соответствующих процессов показал, что только в 59 случаях из 415 выявлена слабая положительная корреляция [4].

Поэтому для биодиагностики на основе оценки состояния почвенного микробного сообщества обычно представляется контрпродуктивным поиск “яркого” “индикаторного вида или даже расчет биоразнообразия на основе списка популяций по данным молекулярно-генетических методов. Более содержательным может оказаться структурно-функциональный подход на основе телеономической перспективы, когда ключевой является целевая функция сообщества, связанная с переносом и хранением вещества (стехиометрия), энергии и информации.

В динамике природных микробных систем выявляются все четыре основные фазы адаптационного цикла Холлинга. Таким образом, микробные системы в природных местообитаниях являются системами, развитие которых осуществляется по определенной программе, причем для событий на этапах r и K имеется достаточно хорошее понимание и прогнозирование событий в соответствии с сукцессионной теорией перехода от “молодой” (ненасыщенной, зимогенной) системы с доминированием r -стратегов к “зрелой” (климаксной, автохтонной) системе с преобладанием K -стратегов. Крах системы в фазе ω описать крайне сложно. Распад системы может определяться одновременно как внутренними, так и внешними причинами. В последнем случае, например, при загрязнении природного местообитания представляет особый интерес определение “красной черты” – предельно допустимого воздействия. Для этого может использоваться идея принципа Лешателье, согласно которой в устойчивой жизнеспособной системе проявляются тенденции, направленные на компенсацию внешнего негативного воздействия. При превышении порогового уровня компенсационные процессы резко убывают, что свидетельствует о переходе системы в фазу распада ω с разрушением внутрисистемных связей [2].

Отметим отдельно, что предпринимаются попытки дать признаки “здоровой” и “больной” микробиоты растений, животных и человека на основе весьма популярного в экологии принципа Анны Карениной [2]. В нашем случае с почвой этот принцип можно описать так: «Все здоровые микробиоты счастливы; каждая нездоровая микробиота больна по-своему».

В эксперименте принцип Анны Карениной проявляется часто при сравнительном анализе различных загрязнений, когда после продолжительного отрицательного воздействия регистрируется эффект РИСТ (Pollution Induced Community Tolerance) – специфическая устойчивость почвенной микробиоты именно к данному воздействию. В разных ситуациях при загрязнении почв (ПАВ, ПАУ, нефтепродукты) этот эффект по нашему опыту подсказывает и стратегию “лечения” – экологического (негенетического!) “редактирования” микробиома.

Так биоаугментация посредством интродукции микробных популяций с заданным функциональным потенциалом (например, нефтедеструкторы) имеет смысл, если аборигенное природное сообщество в простом эксперименте с концентрационным градиентом загрязнения не проявляет к нему устойчивости. Вместе с тем, применять принцип Анны Карениной следует осторожно, поскольку системам присуща эмерджентность с неожиданным появлением новых характеристик. Примером тому служит регистрация крайне нежелательной множественной резистентности к антибиотикам в результате загрязнения почвы совсем не антибиотиками, а тяжелыми металлами (механизм коселекции). Наконец, следует учитывать, что микробные системы разных почв принципиально различаются, а значит полноценная на своем месте “здоровая” система чернозема при “трансплантации” в зону подзолистых почв будет выглядеть “больной”.

Термодинамический подход необходим для понимания сути процесса деградации почв. Проблема характеризуется широким спектром разнообразных деградационных процессов (эрозия, потеря органического вещества, засоление и т.д.) и обычно признается только тогда, когда экосистема оказывается в критическом состоянии. Проводя аналогию с медициной, это было бы все равно, что отказаться от попыток диагноза пациента в пользу вскрытия. Следовательно, необходим подход для динамического отслеживания состояния объекта. Все деградационные процессы при всем разнообразии последствий имеют в своей основе термодинамические причины, что предполагает применение термодинамических показателей, включая эксергию [2]. Термодинамический анализ природных микробных систем на основе определения эксергии как способности производить полезную работу в биосфере согласуется с хорошо известным

положением В.И. Вернадского о способности живого вещества производить полезную работу в термодинамическом поле биосферы с созданием и поддержанием системы динамических равновесий. В этом смысле целевой функцией живого вещества, включая микробный блок как фундамент устойчивости биосферы, является именно эксергия – способность производить полезную работу. Таким образом, эксергия позволяет не только оценить количественно “здоровье“ экосистем, но и дает конструктивные варианты решения не слишком понятной для науки проблемы так называемого устойчивого развития (sustainability).

В самом деле, любая деятельность требует энергии, которая может работать. Услуги экосистем (ecosystem services) означают виды деятельности, предлагаемые пользователю. Следовательно, экосистемные услуги можно измерить с помощью термодинамической работоспособности – экологической эксергии. Это позволяет ввести некоторый смысл и критерии в известные политические декларации об устойчивом развитии, которое должно гарантировать будущим поколениям достойный и стабильный уровень экосистемных услуг. Поскольку эксергия, как и энергия, имеет соответствующую размерность (J), можно в первом приближении использовать показатели рыночной стоимости энергии. Например, для простоты будем исходить из того, что 1MJ стоит 1 EURO-cent. Тогда минимальная цена 1 т чернозема, связанная только с некоторыми микробными популяциями из микробиоты почвы, составляет примерно 30 EURO. Это заведомо низкая цена превышает намного диапазон рыночных цен. К тому же она может быть повышена, как минимум на порядок. В данном случае учитывается лишь малая часть почвенной микробиоты и не обсуждается продуктивность, но даже эта цифра на весьма специфическом рыночном языке характеризует чернозем – почву, об исключительной значимости которой говорили многие классики науки от М.В. Ломоносова и В.В. Докучаева до Г.В. Добровольского и современных ученых. Еще одним примером применения экологической эксергии может служить термодинамическая оценка деградации серой лесной почвы (Тульская обл.) при выращивании монокультуры картофеля. Интенсивное антропогенное воздействие ($N_{180}P_{180}K_{180}$) в течение 20 лет привело к снижению уровня экологических услуг почвенного прокариотного сообщества примерно в 26 раз по сравнению с залежью, а функциональный потенциал грибного сообщ-

щества картофельного поля почти на порядок ниже такового в контроле. С учетом актуального тарифа для электроэнергии 5,5 рублей за 3,6 МДж (1 кВт·ч) стоимость “экологических услуг” почвенных грибов в рассматриваемых границах пространства (1 га) и времени (1 месяц) составляет в контрольном местообитании – 14,2, а на картофельном поле – 1,7 млн рублей [3].

Именно характеристики почвенной микробной системы как сложной системы (“квазиорганизма” в понимании С.Н.Виноградского) соответствуют логике определения здоровья объекта. Для этого достаточно указать на некоторые аналогии. В силу телеономичности (*causa finalis*) почвенные микробные системы после нарушений способны восстанавливаться (самовозобновление) в ходе адаптационного цикла. Структурные характеристики сообщества (например, по данным количественных учетов) напоминают об анализе формулы крови. Респирометрические показатели почвы соответствуют данным о дыхании пациента. Оценка темпа размножения микроорганизмов *in situ* подобна измерению пульса. Мультисубстратные методы изучения функционального потенциала микроорганизмов заставляют вспомнить о нагрузках с пробными диетами.

Список аналогий можно продолжать, но особо укажем на наличие у микробного сообщества “иммунитета”, который, как и иммунная система позвоночных, выполняет в принципиальном отношении функцию подавления и уничтожения нежелательных инородных микроорганизмов. В почвенной микробиологии такие процессы давно известны, но имеют другие названия (самоочищение, фунгистазис, бактериостазис, супрессивность). Г.А. Заварзин в таких случаях применял более общее понятие – гетерофобия как естественное и необходимое условие существования настоящих систем. В самом деле, без системного “иммунитета” любая система лишена барьера защиты, не является устойчивой и разрушается соседями.

Эко-эксергия как термодинамический показатель свидетельствует о жизненной силе объекта (работоспособность) и его информационном своеобразии. Это позволяет оценивать экологические услуги микробного сообщества в денежном выражении. Соответственно в ситуации со снижением работоспособности (“здоровья”) объекта можно рассчитать и ущерб.

Разумеется, эксергия как универсальная термодинамическая характеристика позволяет проводить оценку не только биологи-

ческих объектов, но и различных природных ресурсов. Серьезный интерес представляет методология оценки плодородия и деградации почвы по химической эксергии неорганической фракции почвы (с учетом структуры и минерального состава, и питательных веществ), и фракции, представленной почвенным органическим веществом. В качестве идеальных эталонов для сравнения с реальностью в этом случае выбрана почва мертвой планеты Thanatia и виртуальная почва "OptSOIL" с оптимальными физико-химическими характеристиками, причем отмечено особо, что для развития подхода крайне необходима эксергия почвенных микроорганизмов [8]. Несомненно, что авторы этой статьи понимают значимость почвенной микробиоты, на фоне которой по нашим данным другие виды эксергии представляются второстепенными или даже ничтожными. Тем не менее, пока основной упор в определении оценки состояния почв сделан на химические и физические характеристики, а доля биологических и, в частности, микробиологических показателей относительно невелика. Не умаляя значимости физических и химических характеристик, при диагностике "здоровья" почв на первый план следует поставить именно системные характеристики почвенной микробиоты [1, 2].

Литература

1. Кожевин П.А. Природоведческая микробиология в цифровую эпоху // Вестник современных цифровых технологий. 2022.N13. с. 20-31.
2. Кожевин П.А. Показатели почвенного «здоровья» в оценке почв (обзор). // Вестник Московского Университета. Серия 17. Почвоведение. 2023. № 2. с.16-25.
3. Emer N. R. et al. Analysis of the State of the Soil Microbial System under Prolonged Anthropogenic Load //Moscow University Soil Science Bulletin. – 2019. – Т. 74. – №. 4. – С. 187-192.
4. Hall, E., Lennon, J. et al. Relationships between protein-encoding gene abundance and corresponding process are commonly assumed yet rarely observed. ISME J 9, 1693–1699 (2015).
<https://doi.org/10.1038/ismej.2014.252>
5. Fernando Baquero, Transmission as a basic process in microbial biology. Lwoff Award Prize Lecture, FEMS Microbiology Reviews, Vol-

ume 41, Issue 6, November 2017, Pages 816–827,
<https://doi.org/10.1093/femsre/fux042>

6. Fierer N., Wood S. A., de Mesquita C. P. B. How microbes can, and cannot, be used to assess soil health //Soil Biology and Biochemistry. – 2021. – T. 153. – C. 108111.
7. Prosser J. I. Putting science back into microbial ecology: a question of approach //Philosophical Transactions of the Royal Society B. – 2020. – T. 375. – №. 1798. – C. 20190240.
8. Valero A. et al. Exergy assessment of topsoil fertility //Ecological Modelling. – 2022. – T. 464. – C. 109802.

МЕТОДОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ БИОДИАГНОСТИКИ: ПРИНЦИПЫ ОТБОРА БИОЛОГИЧЕСКИХ СИСТЕМ ДЛЯ НОРМИРОВАНИЯ КАЧЕСТВА СРЕДЫ И ИНТЕГРАЛЬНЫЕ ОЦЕНКИ

Колесников С.И.

*Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону, Россия
kolesnikov@sfnedu.ru*

Предложены принципы отбора биологических систем для нормирования качества среды и интегральный показатель биологического состояния для оценки нарушения экологических функций почвы.

В настоящее время в отечественной и мировой науке накоплен обширный материал по реакции живых систем на антропогенные воздействия различной природы. В настоящее время важной задачей является отбор биологических показателей для нормирования допустимой степени антропогенных воздействий и качества окружающей среды [2, 4].

При отборе биологических показателей (биологических систем) для оценки качества окружающей среды представляется целесообразным придерживаться ряда критериев (характеристик, которым показатель должен соответствовать):

- информативность (коррелятивность) показателя (тесная корреляция между показателем и антропогенным фактором);
- высокая чувствительность показателя;
- достоверность показателя и метода (адекватность результатов, полученных данным методом, реальным условиям);
- хорошая воспроизводимость результатов, полученных данным методом;
- незначительное варьирование показателя;
- небольшая ошибка метода определения показателя;
- простота, малая трудоемкость и высокая скорость метода определения;
- широкая распространенность метода в стране и за рубежом;
- соответствие метода принятым стандартам, и др.

- На кафедре экологии и природопользования Южного федерального университета было проанализировано более 100 биологических и других показателей, характеризующих состояние и функционирование почвы.
- микробиологические показатели: численность аммонифицирующих, амилитических, целлюлозолитических, спорообразующих бактерий, актиномицетов, бактерий рода *Azotobacter* и микромицетов методом посева, общая численность бактерий и микромицетов прямым микрокопированием, состав и структура комплекса почвенных микроорганизмов;
- ферментативная активность: каталазы, дегидрогеназы, пероксидазы, полифенолоксидазы, ферриредуктазы, инвертазы, уреазы, фосфатазы, протеазы, целлюлазы, фосфогидролазы, сульфогидролазы, аскорбатоксидазы и др.;
- биохимические показатели: целлюлозолитическая активность, интенсивность накопления свободных аминокислот, скорость разложения мочевины и др.;
- показатели интенсивности выделения углекислого газа: газоанализатором, общая микробная биомасса регидратационным методом, физиологически активная биомасса методом субстрат-индуцированного дыхания;
- экотоксикологические показатели: выживаемость дафний и дождевых червей;
- зоологические показатели: численность и состав почвенных микроартропод и мезофауны;
- показатели фитотоксичности: всхожесть, энергия, дружность и скорость прорастания, длина и масса корней и надземных побегов морфометрически;
- показатели роста и развития растений, продуктивности природных экосистем и урожайности агроэкосистем: высота и биомасса растений, урожайность, количество зерен в колосе и др.;
- показатели цито- и генотоксичности: уровень хромосомных aberrаций в клетках корневой меристемы растений;
- генетические показатели: метагеномное профилирование бактериоценоза почв;

Показатели были апробированы для оценки различных антропогенных воздействий, таких как загрязнение почв тяжелыми

металлами (более 30 химических элементов), наночастицами, нефтью и нефтепродуктами, антибиотиками, пестицидами, воздействие электромагнитных полей, засоление, переувлажнение, пожары, обезлесение, рекреационная нагрузка, распашка, длительное сельскохозяйственное использование, Mini-Till, No-Till, влияние полигонов ТКО, и др. Показатели апробированы на более 50 типов и подтипов почв.

Показатели были подвергнуты оценке в соответствии с выше представленными критериями. В результате было установлено следующее:

- микробиологические и зоологические показатели, показатели интенсивности выделения углекислого газа, как правило, отличаются высокой чувствительностью к внешним воздействиям, но не всегда хорошо коррелируют со степенью воздействия, а также непросты в определении;
- показатели ферментативной активности, как правило, отличаются тесной корреляцией со степенью внешнего воздействия, но менее чувствительны и не все просты в определении;
- фитотоксические показатели просты в определении, высокочувствительны, но не всегда хорошо коррелируют с внешним фактором;
- «небиологические» показатели, такие как показатели гумусового состояния, агрохимические, физические и другие, значительно проигрывают биологическим показателям по чувствительности.

Поиск какого-либо одного универсального биоиндикационного показателя, дающего интегральную оценку качества среды, в настоящее время не увенчался успехом. В результате было предложено использование интегрального биологического показателя состояния (ИПБС) почвы, основанного на нескольких наиболее информативных и чувствительных показателях, характеризующих разные аспекты функционирования почвы (табл. 1).

ИПБС можно использовать в нормировании качества почвы. Было установлено, что если значения ИПБС уменьшаются менее чем на 5 %, то почва выполняет свои экологические функции нормально, при снижении значений ИПБС на 5-10% происходит нарушение информационных эофункций, на 10-25 % — биохимических, физико-химических, химических и целостных, более чем на 25 % — физических. В табл. 3 представлен пример схемы экологического нормирования на основе ИПБС почв.

Таблица 1. Оценка пригодности биологических показателей для биодиагностики, баллы

Критерий показателя и метода	Информативность	Чувствительность	Простота	Достоверность	Воспроизводимость	Средний балл
Показатели, включенные в ИПБС						
Общая численность бактерий методом прямого микроскопирования	4	5	4	5	5	4,6
Обилие бактерий рода <i>Azotobacter</i>	4	5	5	5	5	4,8
Активность каталазы	5	4	5	5	5	4,8
Активность дегидрогеназы	5	4	4	5	5	4,6
Всхожесть редиса	4	5	5	5	4	4,6
Длина корней редиса	4	5	5	5	4	4,6
Примеры показателей, не включенных в ИПБС						
Активность инвертазы	5	3	4	5	5	4,4
Численность аммонифицирующих бактерий (методом посева)	3	5	3	1	3	3,0
Интенсивность выделения углекислого газа газоанализатором	3	5	5	5	4	4,4
Показатели генотоксичности методом ана-телофазного анализа	4	4	1	5	4	3,6

Например, для оценки химического загрязнения почвы предложен ИПБС на основе 6 показателей (2 микробиологических, 2 ферментативной активности, 2 фитотоксических) (табл. 2).

Таблица 2. Пример расчета интегрального показателя биологического состояния (ИПБС) почвы с разным содержанием поллютанта

Варианты опыта	Общая численность бактерий	Обилие бактерий рода <i>Azotobacter</i>	Активность каталазы	Активность дегидрогеназы	Всхожесть редиса	Длина корней редиса	ИПБС
Контроль (фон)	100	100	100	100	100	100	100
2 фона	91	88	93	98	92	95	93
5 фонов	73	74	85	93	77	84	81
10 фонов	66	64	77	85	63	76	72

Таблица 3. Схема экологического нормирования содержания свинца в почвах вблизи предприятий цветной металлургии завода «Электроцинк» (Владикавказ, Республика Северная Осетия-Алания) по степени нарушения экофункций

Почвы	Не загрязненные	Слабо-загрязненные	Средне-загрязненные	Сильно-загрязненные
Степень снижения интегрального показателя ¹	< 5 %	5 – 10 %	10 – 25 %	> 25 %
Нарушаемые экологические функции ²	–	Информационные	Химические, физико-химические, биохимические; целостные	Физические
Почва	Содержание свинца в почве, мг/кг			
Чернозем обыкновенный	< 65	65-150	150-450	> 450
Темно-серая лесная	< 60	60-120	120-300	> 300
Бурая лесная слабонасыщенная	< 50	50-100	100-220	> 220
Горно-луговая дерновая	< 90	90-140	140-500	> 500

Примечание.

¹ Определение интегрального показателя по [3].

² Классификация экологических функций по [1].

Устойчивость почвы к загрязнению или иным деградационным процессам должна пониматься, прежде всего, под устойчивостью целостных экосистемных функций, определяющих плодородие почвы. Нарушение этой группы функций следует считать порогом устойчивости почвы к антропогенному воздействию, превышение которого недопустимо. Следовательно, ПДК поллютанта в почве можно считать такую концентрацию, при которой ИПБС снижается не более чем на 10 % по сравнению с незагрязненной почвой.

Финансирование. Исследование выполнено при поддержке Российского научного фонда (22-24-01041, 22-74-00054, 22-74-00080) в Южном федеральном университете, государственной поддержке ведущей научной школы Российской Федерации (НШ-2511.2020.11, НШ-449.2022.5), Программы стратегического академического лидерства Южного федерального университета ("Приоритет 2030") (СП-12-22-10, СП-12-23-01) и др.

Литература

1. Добровольский Г.В., Никитин Е.Д. Функции почв в биосфере и экосистемах (экологическое значение почв). М.: Наука, 1990. 261 с.
2. Казеев К.Ш., Колесников С.И. Биодиагностика почв: методология и методы исследований. Ростов-на-Дону: Издательство Южного федерального университета. 2012. 260 с.
3. Kolesnikov S.I., Kazeev K.S., Akimenko Y.V. Development of regional standards for pollutants in the soil using biological parameters. *Environmental Monitoring and Assessment* (2019) 191: 544. <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7718-3>.
4. Терехова В.А. Биотестирование экотоксичности почв при химическом загрязнении: современные подходы к интеграции для оценки экологического состояния (обзор) // *Почвоведение*. 2022. № 5. С. 586-599. <https://doi.org/10.31857/S0032180X22050094>

ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЕЛЛУРОМ НА ОБЩУЮ ЧИСЛЕННОСТЬ БАКТЕРИЙ В ЧЕРНОЗЕМЕ ОБЫКНОВЕННОМ

Колесников С.И., Евстегнеева Н.А.

*Южный федеральный университет, Академия биологии и
биотехнологии имени Д.И. Ивановского, Ростов-на-Дону, Россия
evstegneeva@sfedu.ru*

Теллур – редкий элемент земной коры, входящий в группу халькогенов [5]. Несмотря на низкое содержание и неоднородное распространение, в последнее время отмечен рост загрязнения окружающей среды теллуром [11]. Из-за высокой способности к осаждению и переносу на большие расстояния теллур может стать новым загрязняющим элементом [7]. Антропогенное распространение теллура связано с работой тепловых электростанций, выплавкой металлов на предприятиях цветной металлургии. В течение последних двух десятилетий теллур используют для разработок новых материалов, применяемых в нанотехнологиях, например, флуоресцентные зонды, фотоэлектрические продукты и другие соединения [12].

Выщелачивание теллура в почвы, грунтовые и поверхностные воды представляет серьезную угрозу для наземных и водных организмов [9]. К тому же, отмечено увеличение загрязненных почв теллуром и накопление данного элемента в сельскохозяйственных растениях [10, 13].

По своим физическим и электрохимическим свойствам теллур подобен селену. Токсическое действие теллура на живые организмы связано с замещением селена на теллур в белках. Включение образующихся теллурицистеина и/или теллуromетионина в структура белка приводит к изменению активности или неактивности белка [4].

Экотоксичность теллура для микроорганизмов начинается при достаточно низких концентрациях порядка 1 мг/кг [11]. На сегодня влияние загрязнения соединениями теллура на почвенные микроорганизмы изучено мало и почти все исследования проведены *in vitro*.

Цель исследования – оценка влияния загрязнения теллуром на общую численность бактерий в черноземе обыкновенном.

Объект исследования — чернозем обыкновенный. Согласно классификации World Reference Base for Soil Resources (WRB), 2022 — *Naptic Chernozem (Loamic)* [6]. Образцы почвы отбирались на территории Ботанического сада Южного федерального университета (ЮФУ).

Было проведено лабораторное моделирование загрязнения почвы. Для исследования использовали верхний горизонт (0–10 см) почвы, так как в нем аккумулируется основная доля загрязняющих веществ. Фоновое содержание теллура в черноземе обыкновенном – 0,5 мг/кг почвы. Теллур вносили в почву в форме оксида, чтобы исключить воздействие на свойства почвы сопутствующих анионов и нитрата, для оценки воздействия водорастворимой (наиболее подвижной в почве) формы элемента.

Теллур вносили в почву в концентрации 1,5, 3, 9, 30 и 90 фонов, то есть 0,75 мг/кг, 1,5 мг/кг, 4,5 мг/кг, 15 мг/кг, 45 мг/кг почвы. Загрязнение моделировали в лабораторных условиях в течение 30 суток. Контролем служила незагрязненная почва.

Общую численность бактерий определяли одним из наиболее точных и легковыполняемых методов – методом прямой люминесцентной микроскопии в падающем свете [3]. Определение численности бактерий основано на оптическом исследовании бактерий, окрашенных акридиновым оранжевым. При использовании данного метода достигается точный подсчет количества бактерий в почве. Микроскопирование осуществляли на микроскопе HBO 100 Microscope Illuminating System (Zeiss).

В результате исследования выяснили, что загрязнение чернозема обыкновенного соединениями теллура привело к снижению общей численности бактерий во всех вариантах опыта (рис. 1).

Отмечается прямая зависимость между дозой загрязняющего вещества и степенью снижения исследуемого показателя: чем выше концентрация, тем сильнее происходит угнетение показателя.

Оксид теллура подавлял численность бактерий на 20% при внесении 1,5 фоновых концентраций. При увеличении концентрации элемента в почве усиливается ингибирование численности микроорганизмов. При внесении 3 и 9 фоновых концентраций оксида теллура показатель снизился на 28 и 42% соответственно. Внесение 90 фоновых концентраций оксида теллура снизило показатель на 47% относительно контрольного образца чернозема обыкновенного. Нитрат теллура проявил

большую токсичность по сравнению с оксидом. При внесении 1,5 фоновых концентраций нитрата теллура показатель снизился уже на 54% относительно незагрязненного образца. Наибольшее снижение общей численности бактерий отмечено после внесения 90 фоновых концентраций нитрата теллура – на 78% ниже контрольного образца.

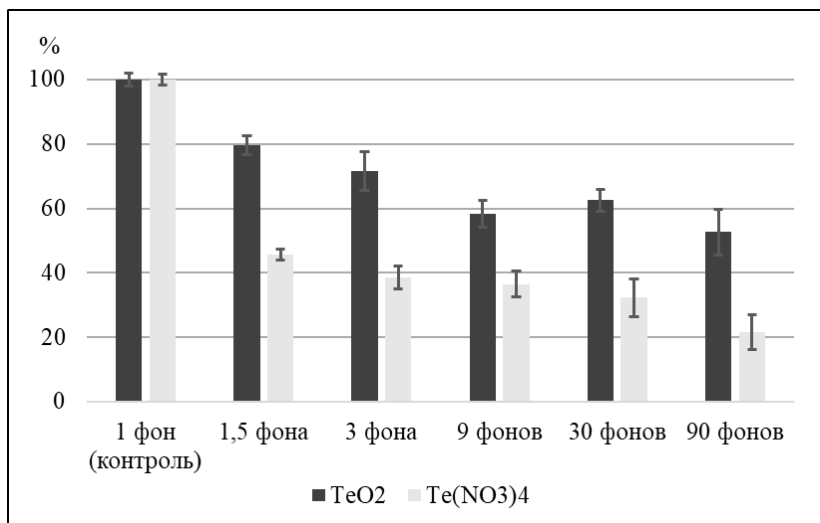


Рисунок 1. Изменение численности бактерий в черноземе обыкновенном при загрязнении соединениями теллура, % от контроля

Ранее было доказано, что для большинства тяжелых металлов и металлоидов токсичность обычно проявляется при их концентрации в почве от 3-4-х фоновых концентраций [8]. В данном исследовании показано, что токсичность теллура начинает проявляться уже с 1,5 фоновых концентраций элемента в почве, что свидетельствует о его высокой токсичности.

Сильное снижение численности бактерий в почвах, загрязненных теллуrom, было показано также в предыдущих исследованиях [1, 2, 8].

Финансирование. Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 22–24–01041 в Южном федеральном университете.

Литература

1. Евстегнеева Н.А., Колесников С.И., Минникова Т.В., Тимошенко А. Н. Оценка экотоксичности тяжелых металлов, металлоидов и неметаллов, содержащихся в отходах предприятий горной промышленности // Горный информационно-аналитический бюллетень (научно-технический журнал). 2023. № 5–1. С. 73–85.
2. Евстегнеева Н.А., Колесников С.И., Минникова Т.В., Тимошенко А.Н., Цепина Н.И., Казеев, К.Ш. Сравнительная оценка токсичности химических элементов по численности бактерий в серопесках // Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2022. №. 3 (215). С. 120–128.
3. Казеев К.Ш., Колесников С.И., Акименко Ю.В., Даденко Е.В. Методы биодиагностики наземных экосистем. Ростов н/Д.: Изд-во ЮФУ, 2016. С. 356.
4. Alvarez E. O., Sacchi O. J., Ratti S. G. The inorganic chemicals that surround us: role of tellurium, selenium and zinc on behavioural functions in mammals // Journal of Neurorestoratology. 2021. V. 9. №. 2. P. 151-163.
5. Belzile N., Chen Y. W. Tellurium in the environment: A critical review focused on natural waters, soils, sediments and airborne particles // Applied Geochemistry. 2015. V. 63. P. 83-92.
6. IUSS Working Group WRB. 2022. World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. 4th edition. International Union of Soil Sciences (IUSS), Vienna, Austria.
7. Wiklund J.A, Kirk J.L, Muir D., Carrier J., Gleason A., Yang F., Evans M., Keating J. Widespread Atmospheric Tellurium Contamination in Industrial and Remote Regions of Canada. // Environ Sci Technol. 2018. 5; 52(11), p. 6137-6145.
8. Kolesnikov S., Minnikova T., Kazeev K., Akimenko Y., Evstegneeva N. Assessment of the Ecotoxicity of Pollution by Potentially Toxic Elements by Biological Indicators of Haplic Chernozem of Southern Russia (Rostov region) // Water, Air, and Soil Pollution. 2022. 233(1). 18.
9. Li Z., Qiu, F., Tian, Q., Yue, X., Zhang, T. Production and recovery of tellurium from metallurgical intermediates and electronic waste-A comprehensive review // Journal of Cleaner Production. 2022. P. 132796.
10. Nelson B., Chen Y.-W. 2015. Tellurium in the environment: A critical review focused on natural waters, soils, sediments and airborne particles. Applied Geochemistry. 63. 83–92.

11. Presentato A., Turner, R. J., Vásquez, C. C., Yurkov, V., Zannoni, D. Tellurite-dependent blackening of bacteria emerges from the dark ages // *Environmental Chemistry*. 2019. V. 16. №. 4. P. 266-288.
12. Vávrová, S., Struhárňanská, E., Turňa, J., Stuchlík, S. Tellurium: A rare element with influence on prokaryotic and eukaryotic biological systems // *International Journal of Molecular Sciences*. 2021. V. 22. №. 11. P. 5924.
13. Vodyanitskii Y.N. Contamination of soils with heavy metals and metalloids and its ecological hazard (analytic review). *Eurasian Soil Science*. 46 (7). 793–801, 2013.

МОНИТОРИНГ ПОЧВЕННОЙ АЛЬГОЦИАНОФЛОРЫ НА ТЕРРИТОРИИ ХРАНИЛИЩА ЖИДКИХ ОТХОДОВ ПОСЛЕ РЕКУЛЬТИВАЦИИ

Кондакова Л.В.^{1,2}, Дабах Е.В.¹, Ашихмина Т.Я.^{1,2}

¹Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,

Лаборатория биомониторинга

²Вятский государственный университет, Киров, Россия

ecolab2g@gmail.com

Водоросли и цианобактерии (ЦБ) обеспечивают начальные этапы почвообразования на участках суши, вновь образовавшихся в результате природных экзогенных процессов, а также на территориях антропогенного происхождения [6, 8, 10, 11]. Формирование группировок водорослей и ЦБ происходит постепенно. Первопоселенцами являются одноклеточные зелёные водоросли-убиквисты и азотфиксирующие ЦБ. Высокая адаптационная способность микрофототрофов к факторам среды обусловлена быстрой сменяемостью поколений. Почвенные водоросли и цианобактерии являются чувствительными биоиндикаторами.

Цель работы – мониторинг видового состава альгоцианофлоры для выявления особенностей её развития в почвах на разных по составу и свойствам субстратах, использованных для засыпки хранилища жидких отходов химического производства.

Исследования проводились на северо-востоке Европейской части России в долине р. Вятки в окрестностях хранилищ отходов химических предприятий г. Кирово-Чепецка Кировской области. Одно из хранилищ жидких отходов было ликвидировано в 2012 г., котлован был засыпан грунтом и твёрдыми отходами производства: песком, глиной, гипсом, известью. В 2019 г. на этой территории были заложены 4 площадки мониторинга, в 2021 г. – 5-я площадка. В течение 4 лет на площадках мониторинга описывали растительность, отбирали образцы почв и растений.

Насыпные субстраты на площадках отличались по гранулометрическому составу: на 1-й площадке субстрат был представлен песком с примесью гальки, на 2-й – суглинком, на 3-й щебнисто-суглинистым карбонатным материалом, на 4-й – гипсовой коркой. 5-я площадка покрыта песком, находится в понижении рельефа, испытывает переувлажнение. Объектом исследования были смешанные почвенные образцы, отобранные на площадках

мониторинга. В почвах определялись следующие показатели – рН в водной и солевой вытяжках, обменный аммоний, нитратный азот, органическое вещество, подвижные соединения фосфора и калия по общепринятым методикам.

Смешанные пробы для альгологических исследований отбирались с глубины 0–5 см. Видовой состав альгоцианофлоры определяли методом прямого микроскопирования почвы и постановкой чашечных культур со стёклами обрастания [9].

Идентификация водорослей и цианобактерий проводилась по сериям отечественных и зарубежных определителей [4], сравнение альгоцианофлоры на площадках мониторинга – с использованием коэффициента Жаккара [7].

Почвы на площадках мониторинга отличаются от окружающих луговых почв нейтральной и щелочной реакцией. Содержание органического вещества в почвах невысокое, за исключением органогенных горизонтов на 3-й и 5-й площадках. На почвообразование оказывают влияние близко залегающие к поверхности загрязненные подземные воды, в составе которых отмечались повышенные концентрации ионов азотной группы, стронция, натрия, магния, марганца, брома [3]. В почвах на 3-й площадке выявлены повышенные концентрации нитратного азота (510 мг/кг) и стронция (1150 мг/кг). В корнеобитаемом слое на 4-й площадке содержание стронция (379 мг/кг) также более чем в 2 раза превышает фоновые показатели (118 мг/кг), на 5-й площадке – оно составляет 190 мг/кг. В почве на 2-й площадке, отличающейся более тяжёлым гранулометрическим составом, выявлено превышающее ОДК содержание мышьяка (10,1 мг/кг), отмечены повышенные по сравнению с региональным фоном, но не превышающие ПДК (ОДК) концентрации меди, цинка, никеля.

За четырёхлетний период мониторинга доминирующие виды высших растений на площадках сохранялись с небольшими изменениями. Доминантом фитоценоза на 1-й площадке являлись *Calamagrostis epigeios* и *Melilotus albus Desr.*, в 2022 г. в составе доминантов отмечена *Pimpinella saxifraga* L. На 2-й и 3-й площадках доминирует *Agropyron repens*, на 4-й – *C. epigeios*, на 5-й – *Phragmites communis* [3].

Из почвенных фототрофных микроорганизмов на участках мониторинга выявлено 66 видов, в том числе: Cyanobacteria – 29; Chlorophyta – 20; Xanthophyta – 5; Eustigmatophyta – 3; Bacillariophyta – 9 (табл., рис.). По видовому разнообразию преобладают ЦБ (43–47%). Начальные этапы формирования почв обес-

печивают ЦБ и зеленые водоросли. Альгофлора представителей отдела Chlorophyta составляла 26–33% видового разнообразия. В природных экосистемах лесной зоны по числу видов зеленые водоросли являются преобладающей группой [10]. В антропогенных экосистемах они проявляют устойчивость к подкислению почвы, загрязнению её тяжёлыми металлами, нефтью, некоторыми нефтепродуктами, поверхностно-активными веществами [2]. В составе видового разнообразия отмечено мало видов жёлтозелёных (8,4%) и эустигматофитовых водорослей (4,2%), чувствительных к техногенному загрязнению.

Таблица. Количество видов водорослей и ЦБ на площадках мониторинга в 2019–2022 гг.

Отделы	Год	Количество видов						
		№ площадки мониторинга					Всего видов	
		1	2	3	4	5	Ед.	%
Cyanobacteria	2019	12	7	8	4	–	16	44
	2020	11	12	3	4	–	15	48
	2021	15	4	1	2	14	30	47
	2022	14	6	9	9	11	23	43
Chlorophyta	2019	3	6	11	5	–	12	33
	2020	5	5	5	3	–	9	29
	2021	9	3	4	10	4	18	28
	2022	6	4	4	8	6	14	26
Xanthophyta+ Eustigmatophyta	2019	0	1	2	0	–	3	8
	2020	1	1	0	0	–	2	6
	2021	4	0	0	0	3	8	12
	2022	1	4	5	3	1	7	13
Bacillariophyta	2019	2	4	2	0	–	5	13
	2020	4	5	1	0	–	5	16
	2021	4	3	2	0	6	7	11
	2022	3	4	3	0	8	9	17
Всего видов на участке	2019	17	18	22	9	–	36	100
	2020	21	23	9	7	–	31	100
	2021	32	10	7	12	27	63	100
	2022	24	18	21	20	26	53	100

Примечание: «–» – отсутствие данных.

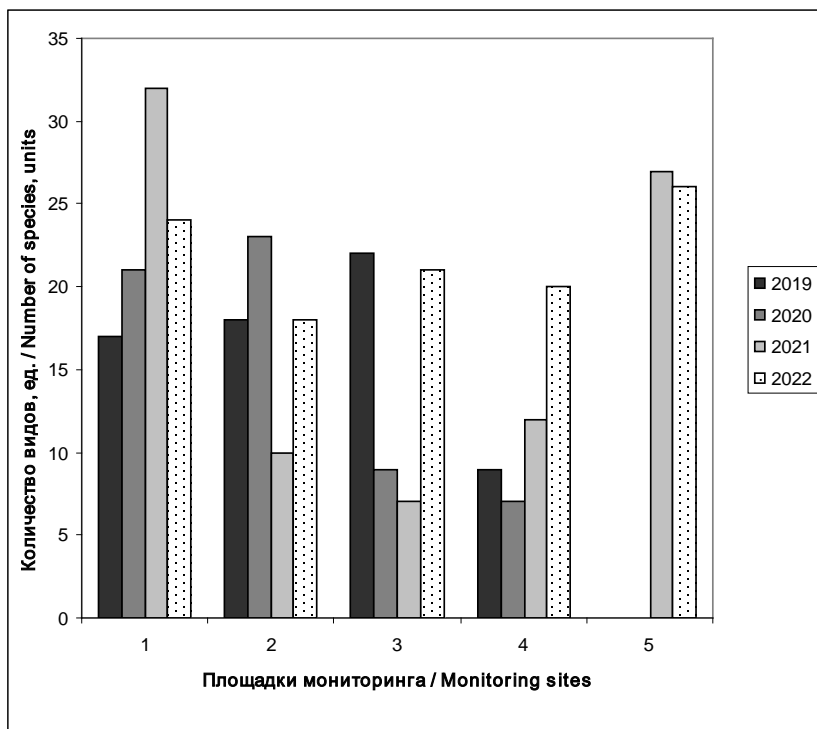


Рисунок. Изменение видового разнообразия почвенной альгоцианофлоры по годам наблюдений

За период наблюдений с 2019 по 2022 гг. наибольшее число видов микрорототрофов отмечено на площадке № 1 на бедном по составу супесчаном субстрате – 49 видов (табл.). Заселение данной территории идет постепенно, за время наблюдений число видов увеличилось более чем в два раза, преобладают ЦБ (43,9%). Из гетероцистных ЦБ отмечены 5 видов, в число доминантов входили *Nostoc punctiforme*, *N. paludosum*. 17 видов – безгетероцистные ЦБ, в основном представители родов *Phormidium* и *Leptolyngbya*.

На площадке № 2 за данный период разнообразие видов альгофлоры сначала несколько возросло с 18 до 23 видов, а затем уменьшилось до 10. Вероятно, это связано с развитием плотной злаковой ассоциации (*Calamagrostis epigeios* (L.) Roth и *Agropyron repens* Beauv.), оказавшей влияние на условия среды:

световой режим и влажность. Доминантами сообщества являлись ЦБ и диатомовые водоросли.

Ассоциация *Agropyron repens* на площадке № 3, оказала негативное влияние на видовое разнообразие водорослей и ЦБ. В 2021 г. было выявлено всего 7 видов микрофототрофов, доминировала диатомовая водоросль *Hantzschia amphioxys*. В 2022 г. на периферии площадки № 3 сформировалась вторая ассоциация высших растений – *Lathyrus pratensis* L., под которой видовое разнообразие микрофототрофов увеличилось до 21 вида, а доминантами являлись *Hantzschia amphioxys*, *Luticola mutica*, *Phormidium autumnale*. Приуроченность диатомовых водорослей к дерновинам злаков взаимно обусловлена потребностью в достаточном количестве кремния [5]. За все время наблюдений на этой площадке выявлено наименьшее количество видов ЦБ по сравнению с другими площадками, заложенными на рыхлых грунтах (1, 2 и 5), что, возможно, связано с повышенным содержанием нитратного азота в почвах. Известно, что с увеличением концентрации в почве доступных форм азота уменьшается конкурентоспособность ЦБ, для которых при нормальном ходе сезонной сукцессии в конце лета и осенью характерно доминирование в сообществе микрофототрофов [1].

На площадке № 4 (гипсовая корка) наблюдается медленное увеличение видового разнообразия микрофототрофов. Видовой состав ЦБ за период наблюдений стабилен, в два раза возросло число видов зеленых водорослей.

На 5-й площадке сформировалась плотная ассоциация *Phragmites communis*. Преобладающими видами являлись ЦБ, представленные безгетероцистными и гетероцистными формами. Из видов, индикаторов повышенной влажности, также отмечены: *Oscillatoria limosa*, *Gloeocapsa* sp. (ЦБ), *Cosmarium* sp., *Microthamnion kuetzingianum* (Chlorophyta), *Nitzschia palea* (Bacillariophyta).

Коэффициенты флористической связи (коэффициенты Жаккара) свидетельствуют о высоком и возрастающем с годами сходстве альгофлор. Например, в 2019 году на 2-й и 3-ей площадках мониторинга он составлял 32%, в 2022 году – 58%. Сближение видового разнообразия альгоцианофлор со временем происходит независимо от растительности и характера почвообразующего субстрата. По мере выветривания гипсовой корки альгоцианофлора на площадке № 4 становится все более сход-

ной с альгоцианофлорой на 3-й площадке. Наиболее отличается от остального видового состава на 5-й площадке. По-видимому, избыточное увлажнение и дефицит света в зарослях тростника – главные факторы, определяющие состав водорослей и ЦБ на этом участке.

Таким образом, на территории хвостохранилища жидких отходов после рекультивации на разных по составу субстратах происходит естественное зарастание высшими растениями и формирование альгогруппировок микрофототрофов. Согласно результатам исследований, доминантами сообществ на всех площадках являются цианобактерии – организмы, завершающие сезонную сукцессию микрофототрофов и являющиеся толерантными к техногенному воздействию. Состав доминирующих видов альгоцианофлоры зависит от всей совокупности факторов почвообразования. Пониженный рельеф и избыточное увлажнение способствуют развитию влаголюбивых видов высших растений, водорослей и ЦБ; плотность дернины злаков обостряет конкурентные отношения высших растений, приводит к монодоминантности и способствует снижению видового разнообразия микрофототрофов. Развитие злаковых ассоциаций сопровождается доминированием диатомовых водорослей, использующих кремний, которым богаты растения семейства злаковых. Закономерной связи между загрязнением грунтов и видовым разнообразием, а также составом альгоцианофлоры не выявлено. Повышенные концентрации биогенных элементов благоприятно влияют на развитие высших растений, формируя в большей степени зависимость почвенной альгоцианофлоры от проективного покрытия растений (света) и химического состава отмирающей растительной массы, чем от загрязненных грунтов. Высокое содержание доступного азота обуславливает относительно малое количество видов ЦБ в почвах.

Литература:

1. Домрачева Л.И. «Цветение» почвы и закономерности его развития. Сыктывкар: Коми НЦ УрО РАН, 2005. 336 с Штина Э.А., Андронина М.Ф. Роль почвенных водорослей в восстановлении нарушенных экосистем тундры // Материалы Всесоюз. совещ. «Охрана растительного мира в Северных регионах». Т. 2. Устойчивость растительности к антропогенным факторам и биорекультивация в условиях Севера. Сыктывкар, 1984. С. 67–70.

2. Кабиров Р.Р., Гайсина Л.А., Сафиуллина Л.М., Бакиева Г.З., Сафиуллин С.Ю. Модели трансформации сообществ почвенных водорослей в условиях антропогенного загрязнения // Водоросли и цианобактерии в природных и сельскохозяйственных экосистемах: Материалы Международной научно-практической конференции, посвященной 100-летию со дня рождения профессора Эмилии Адриановны Штиной. Киров: Вятская ВГСХА, 2010. С. 140–145.
3. Кондакова Л.В., Дабах Е.В. Мониторинг альго-цианобактериальных сообществ на техногенной территории // Теоретическая и прикладная экология. 2022. № 1. С. 84–90.
4. Костіков І. Ю., Романенко П.О., Демченко Е.М. и др. Водорості ґрунтів України (історія та методи дослідження, система, конспект флори) Київ: Фітосоціоцентр, 2001. 300 с.
5. Новичкова-Иванова Л.Н. Почвенные водоросли степей Монголии. Ботанико-географический анализ флор // Общество. Среда. Развитие. 2017. № 4. С. 157–163.
6. Тарчевский В.В., Штина Э.А. Развитие водорослей на промышленных отвалах // Современное состояние и перспективы изучения почвенных водорослей в СССР. Киров: издательство Кировского сельскохозяйственного института, 1967. С. 146-150.
7. Шмидт В.М. Математические методы в ботанике Л.: Изд-во ЛГУ, 1989. 287 с.
8. Штина Э.А., Андропова М.Ф. Роль почвенных водорослей в восстановлении нарушенных экосистем тундры // Материалы Всесоюз. совещ. «Охрана растительного мира в Северных регионах». Т. 2. Устойчивость растительности к антропогенным факторам и биорекультивация в условиях Севера. Сыктывкар, 1984. С. 67–70.
9. Штина Э.А., Голлербах М.М. Экология почвенных водорослей. М.: Наука, 1976. 143 с.
10. Штина Э.А., Зенова Г.М., Манучарова Н.А. Альгологический мониторинг почв // Почвоведение. 1998. № 12. С. 1449–1461.
11. Штина Э.А., Неганова Л.Б., Третьякова А.Н. Роль азотфиксирующих водорослей в зарастании промышленных отвалов. Новосибирск: Наука, 1970. С. 117–123.

ФИТОТОКСИЧНОСТЬ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ (СД, РВ) В ЧЕРНОЗЕМЕ, ВЫЩЕЛОЧЕННОМ ПРИ ВЫРАЩИВАНИИ СОИ

Коротченко И. С., Овсянкина С.В.

*Красноярский государственный аграрный университет, институт
агроэкологических технологий, Красноярск, Россия
ecology247-27-77@mail.ru*

Загрязнение тяжелыми металлами почв является серьезной экологической проблемой. Тяжелые металлы, такие как свинец, кадмий, ртуть, хром, являются ядовитыми и могут нанести вред окружающей среде и здоровью человека [1, 7].

Источниками загрязнения почв тяжелыми металлами могут быть промышленные выбросы, использование удобрений и пестицидов, несоответствующая обработка и утилизация отходов, а также неконтролируемая добыча полезных ископаемых.

Для борьбы с этой проблемой необходимы меры контроля и предотвращения химического загрязнения почв, такие как более тщательная разработка нормативов предельно (ориентировочно) допустимого содержания тяжелых металлов в почве с учетом разных ее физико-химических параметров [6], а также регулярное мониторинговое исследование уровня загрязнения почв [2- 4].

Миграция тяжелых металлов в агроэкосистемах и их воздействие на систему «почва – растение» являются предметом множества исследований [1-7]. Мониторинг загрязнения тяжёлыми металлами в почвах и изучение механизмов миграции помогают понять масштаб проблемы и разработать эффективные стратегии для ее решения.

Оценку хронической фитотоксичности тяжелых металлов проводили в вегетационно-полевом эксперименте по ГОСТ Р ИСО 22030-2009, модельное загрязнение почвы осуществлялось в начале вегетационного периода 2022 г. на полевом стационаре Красноярского государственного аграрного университета (г. Красноярск). Тяжелые металлы, такие как свинец, кадмий, вносили в сосуд диаметром 0,3 м², заполненный черноземом выщелоченным, в виде водных растворов нитратов в дозах 5 и 10 ПДК (ОДК), согласно СанПиН 1.2.3685-21, по каждому

металлу. В качестве тест-объекта использовали сою (*Glycine max* L.) сорта Сибниик 315. В каждый сосуд сеяли по 15 семян, опыт закладывали в четырехкратной повторности. Длительность эксперимента – 90 дней, определяли всхожесть семян, морфометрические параметры растений, накопление тяжелых металлов оценивали через коэффициент биологического поглощения (КБП), вычисленного как отношение концентрации тяжелого металла в растении к его валовому содержанию в почве. Тяжелые металлы определяли на атомно-абсорбционном анализаторе PinAAcle 900T в лаборатории Научно-исследовательского испытательного центра ФГБОУ ВО «Красноярский государственный аграрный университет». Статистическая обработка результатов исследований проводилась при помощи модуля «Анализ данных» MS Excel и пакета программ STATISTICA 6,0.

Проведенное исследование показало, что всхожесть семян *Glycine max* L. достоверно уменьшалась ($p < 0,05$) по всех вариантах эксперимента с повышением концентрации тяжелого металла по сравнению с контролем, так значительные отличия от контроля отмечены в варианте Cd 10 ПДК (ОДК), всхожесть снизилась до 53,6 % (рис. 1).

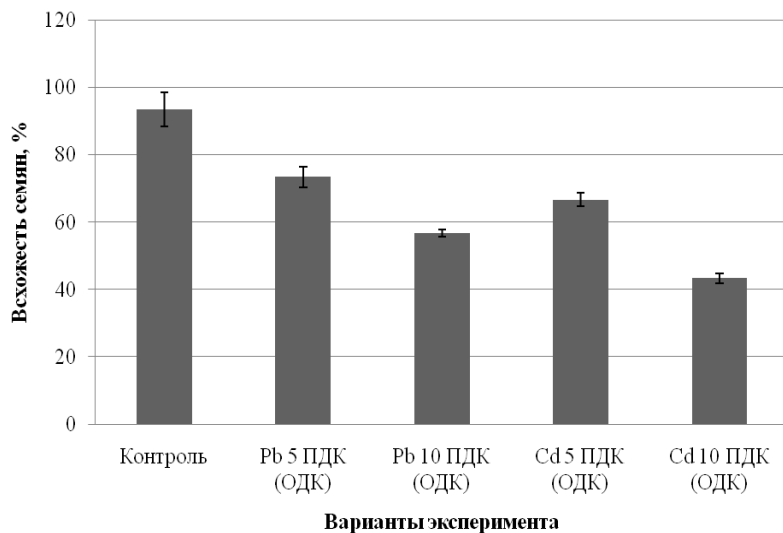


Рисунок 1. Влияние свинца и кадмия всхожесть семян *Glycine max* L.

Установлена схожая с показателем, всхожесть семян, закономерность в изменении морфометрических параметров *Glycine max* L., так наблюдается значительное уменьшение ($p < 0,05$) длины побега и главного корня в варианте Cd 10 ПДК (ОДК) на 13,6 см и 6,2 см соответственно по сравнению с контрольным вариантом. В варианте Cd 10 ПДК (ОДК) можно отметить незначительные отличия в значениях биометрических параметров растений в отличие от контроля (рис. 2).

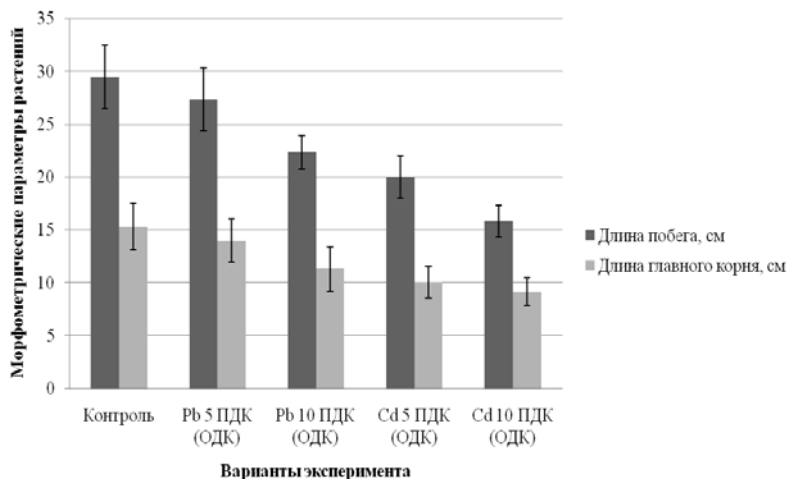


Рисунок 2. Воздействие тяжелых металлов на морфометрические параметры *Glycine max* L.

Выявленные закономерности в накоплении свинца и кадмия в биомассе *Glycine max* L. можно объяснить тем, что свинец в почве имеет тенденцию к аккумуляции, например, в виде труднорастворимых фосфатов. Кадмий – очень подвижен и биодоступен, так как его КБП имеет повышенные значения и фитотоксический эффект ярче выражен.

В вариантах Pb 5 ПДК (ОДК) и Pb 10 ПДК (ОДК) выявлена наименьшая аккумуляция тяжелого металла биомассой растений *Glycine max* L. (КБП = 0,15 и 0,31). Наибольшее накопление обнаружено для кадмия: коэффициент биологического поглощения равен 0,45 и 0,6 соответственно в вариантах – Cd 5 ПДК (ОДК) и Cd 10 ПДК (ОДК) (рис. 3).

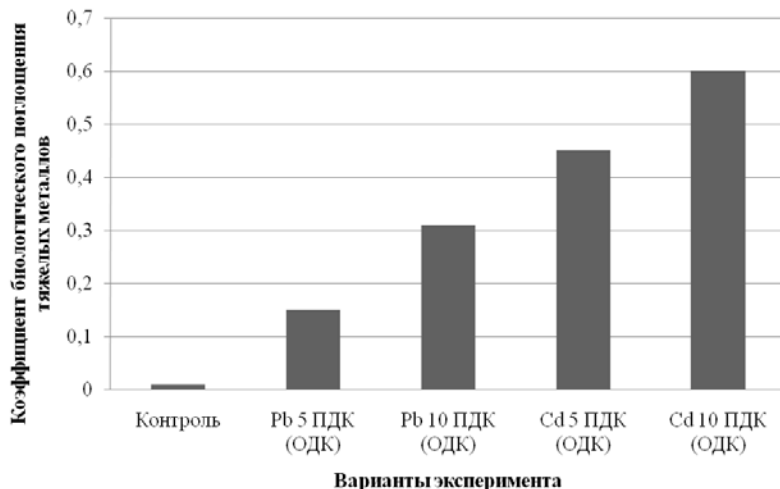


Рисунок 3. Коэффициент биологического поглощения тяжелых металлов *Glycine max L.*

КБП для свинца и кадмия увеличивался с увеличением внесённой дозы металла в почву. Подобные результаты получены и другими учеными для сельскохозяйственных культур [5].

В целом, работы в области миграции тяжелых металлов в почвах агроэкосистем играют важную роль в понимании проблемы загрязнения и разработке эффективных стратегий для ее предотвращения и устранения. Наши исследования также охватывают разработку методов и технологий для снижения загрязнения почв тяжелыми металлами. Это применение фиторемедиации (фитоэкстракция), для которой необходим поиск оптимальных для конкретных почвенно-экологических условий растения.

Литература

1. Грабовская Н.И., Хусаинова Р.К., Сафронова Н.М., Курманбаева А.С., Хусаинов А.Т. Влияние свинца на посевные качества семян и ростовые параметры кресс-салата (*Lepidium sativum L.*) // Естественные и технические науки. 2021. № 7(158). С. 75-80.

2. Коротченко И.С. Медведева В.А. Биодиагностика состояния почв Емельяновского района Красноярского края в условиях транспортной нагрузки // Вестник Оренбургского государственного педагогического университета. Электронный научный журнал. 2022. № 3(43). С. 18-26.
3. Коротченко И.С., Костецкая Т.В., Рожкова Н.А. Оценка экологического состояния почвенного покрова в зоне влияния ПАО "Коршуновский ГОК" // АгроЭкоИнфо. 2021. № 4(46).
4. Медведева В.А., Коротченко И.С. Миграция свинца в системе «почва-растение» // Проблемы ботаники Южной Сибири и Монголии. 2023. № 22-1. С. 217-220.
5. Олива Т.В., Колесниченко Е.Ю., Панин С.И., Манохина Л.А. Аккумуляция тяжелых металлов древесными породами и сельскохозяйственными культурами в условиях примагистральной экосистемы // Успехи современного естествознания. 2021. № 12. С. 184-193.
6. Терехова В.А., Прудникова Е.В., Кирюшина А.П., Карпухин М.М., Плеханова И.О., Якименко О.С. Фитотоксичность тяжелых металлов в дерново-подзолистых почвах разной степени окультуренности // Почвоведение. 2021. № 6. С. 757-768.
7. Шумилин А.О. Влияние селена на устойчивость яровой пшеницы к засухе и загрязнению почвы кадмием: специальность 06.01.04 "Агрехимия": диссертация на соискание ученой степени кандидата биологических наук. Москва, 2016. 169 с.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ КУЛЬТУРЫ *MONORAPHIDIUM* *ARCUATUM* В КАЧЕСТВЕ ТЕСТ-ОБЪЕКТА ПРИ НИЗКОМ И УМЕРЕННОМ УРОВНЯХ МИНЕРАЛИЗАЦИИ

Лазарева А.М., Инатова В.И.

*Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова,
биологический факультет, Москва, Россия
lazanna1998@mail.ru*

Пресноводные водоросли широко используют для получения из них ценных продуктов, веществ и сырья для биотоплива. При этом солевой стресс усиливает процессы, направленные на увеличение ряда получаемых из них продуктов. Однако до сих пор не разработаны методики использования пресноводных микроводорослей для целей биотестирования при солевом стрессе для низкого и умеренного уровня солености.

Анализ данных литературы свидетельствует о том, что пресноводные виды из р. *Scenedesmus* [1, 2, 3] и некоторые виды зеленых хлорококковых микроводорослей из р. *Desmodesmus* [4, 5, 6, 7, 8] или р. *Chlorella* [9, 10, 11] хорошо переносят низкую и умеренную соленость и могут быть использованы для биотестирования слабосоленых сред. Так, например, вид *Chlorella vulgaris* может быть рекомендован для целей биотестирования проб с широким диапазоном солености. Однако для выращивания маточной культуры, адаптации ее к разным уровням солености и проведения испытаний требуется отдельное помещение, поскольку виды этого рода быстро заражают культуры других видов водорослей. Кроме того, клетки *Chlorella vulgaris* имеют малый размер, что осложняет их подсчет методом прямого счета под микроскопом в счетных камерах.

Поэтому мы изучили возможность использования культуры зеленой хлорококковой микроводоросли *Monoraphidium arcuatum* в качестве тест-объекта для оценки сред со слабой минерализацией (в диапазоне 1-6 промилле). Вид *Monoraphidium arcuatum* был выделен, введен в культуру, апробирован на кафедре гидробиологии Биологического факультета МГУ им. М.В. Ломоносова и предложен в качестве нового тест-объекта. Вид отличаются

высокой чувствительностью, хорошей скоростью роста, легкостью культивирования в лабораторных условиях и хорошей воспроизводимостью результатов.

Таким образом тест-объектом исследования служила альгологически чистая культура зеленой хлорококковой микроводоросли *Monoraphidium arcuatum* (Korsch.) Hind., широко распространенная в пресных водоемах Южного и Северного полушария. *M. arcuatum* – одноклеточная водоросль с дуговидно изогнутыми клетками; размножается бесполо, образуя 4-8 автоспор внутри материнской клетки, которые выходят при разрыве ее оболочки.

Культуру выращивали на среде Успенского №1 (состав, г/л: 0,025 KNO₃; 0,025 MgSO₄; 0,1 KH₂PO₄; 0,025 Ca(NO₃)₂; 0,0345 K₂CO₃; 0,002 Fe₂(SO₄)₃; pH 7,0-7,3) в климатостате при освещенности 3,5 клк со сменой дня и ночи (12:12 ч), температуре 23±1,5°C и перемешивали 2 раза в сутки во избежание оседания клеток.

В качестве основы для приготовления среды Успенского № 1 для контрольных повторностей использовали дистиллированную воду, для опытных – растворы с заданным уровнем минерализации, в которые производили добавки питательных солей по прописи среды Успенского № 1 и пастеризовали в течении 30 мин в колбах с ватными пробками, чтобы избежать заражения среды микроорганизмами. Все дальнейшие манипуляции с готовыми средами проводили в ламинарном шкафу в стерильных условиях, отливая аликвоты для каждого нового измерения.

Хронические опыты длительностью 14 сут проводили в конических колбах ёмкостью 100 мл, в которые добавляли 50 мл среды, в четырех повторностях для каждого исследуемого уровня минерализации и контроля. Основным показателем для оценки состояния популяции микроводорослей служило изменение численности клеток, которую подсчитывали в счетной камере Горяева под световым микроскопом.

Статистическую обработку результатов экспериментов проводили в программе STATISTICA Version 10 (StatSoft Inc., USA) и с применением пакета Microsoft Office Excel 2019. Нормальность распределения значений параметров оценивали с помощью критерия Колмогорова-Смирнова. Оценку статистической значимости различий контрольной и опытных выборок проводили с использованием t-критерия Стьюдента для выборок с

различными дисперсиями. Различия считали значимыми при $p < 0,05$ и при $q_{\text{критич}} < q$.

В табл. 1 приведено изменение численности клеток культуры *M. arcuatum*.

Таблица 1. Изменение численности клеток культуры *Monoraphidium arcuatum* при различных уровнях минерализации среды

Срок, сутки	<i>Monoraphidium arcuatum</i> , численность (дес. тыс. кл./мл)				
	контроль	1 г/л	2,5 г/л	4 г/л	6 г/л
1	8,5±0,2	7,5±0,3	7,6±0,3	7,5±0,3	8,0±0,5
		td=3,96	td=3,58	td=4,39	td=1,66
		-11,72%	-10,94%	-11,72%	+6,20%
3	14,2±0,5	17,3±0,2	14,7±0,4	13,4±0,7	9,8±0,2
		td=9,02	td=1,22	td=1,48	td=13,77
		+21,50%	+3,27%	-5,61%	-43,46%
7	237,7±14,8	164,2±8,6	115,3±4,5	103,6±5,4	41,1±1,4
		td=6,99	td=12,63	td=13,68	td=21,32
		-30,94%	-51,49%	-56,42%	-74,93%
14	678,0±25,5	532,3±32,1	399,9±31,7	296,6±16,9	190,4±8,3
		td=4,94	td=10,00	td=17,36	td=24,34
		-21,49%	-41,02%	-56,25%	-64,24%

Примечание: полужирным выделены значимые отклонения от контроля для уровня значимости 0,05.

В начале опыта (на 1 и 3 сут) наблюдали стимуляцию роста при 6 г/л на 1 сут и при 1 и 2,5 г/л на 3 сут. И только в одном случае, в присутствии 1 г/л, стимуляция была статистически достоверна, превышая контрольные значения на 21,5%. Однако

во всех остальных случаях, как на начальном этапе опыта, так в последующие дни наблюдений, фиксировали достоверное снижение численности по отношению к контролю, которое сохранялось до конца эксперимента. Наблюдаемое угнетение увеличивалось с повышением уровня минерализации, достигая максимального значения на 75% на 7 сут при 6 г/л.

По критерию токсичности, рассчитанном как отклонение опытных значений от контроля в процентах, можно заключить, что в краткосрочном опыте длительностью до 3 сут результаты биотестирования для уровней солености в интервале 1-4 г/л укладываются в рекомендуемый рядом методик порог токсичности (угнетение не более 20% от контроля). А в хроническом опыте после 7 сут все опытные значения превышают этот порог.

По результатам эксперимента можно сделать вывод о том, что культура *Monoraphidium arcuatum* может быть рекомендована для проведения процедуры биотестирования при уровнях минерализации среды только в интервале 1-4 г/л, но не 6 г/л. Возможно, последовательные пересевы этой культуры в растворы с соответствующими уровнями минерализации (2-3 пассажа) позволят адаптировать культуру и получить популяцию, которая будет пригодна для проведения биотеста в заданных пределах минерализации в хронических испытаниях.

Литература

1. El-Katont T.M., El-Adl M.F. Salt response of the freshwater microalga *Scenedesmus obliquus* (Turp.) Kutz is modulated by the algal growth phase // J. Oceanol. Limnol. 2020. №38. p. 802–815.
2. Liu N., Mou Y., Su K., Li X., Lu T., Yan W., Song M., Yu Z. The effect of salinity stress on the growth and lipid accumulation of *Scenedesmus quadricauda* FACHB-1297 under xylose mixotrophic cultivation // Process Safety and Environmental Protection. 2022. №165. p. 887–894.
3. Salama E.S., Kim H.C., Abou-Shanab R.A. a. o. Biomass, lipid content, and fatty acid composition of freshwater *Chlamydomonas Mexicana* and *Scenedesmus obliquus* grown under salt stress // Bioprocess Biosyst. Eng. 2013. № 36. з. 827–833.
4. Cheng H., Li G., Han Z., Wan. and Wei X. Growth and primary cell composition of plateau microalgae *Desmodesmus sp.* QL96 under low temperature // IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci. 2019. 332(3):032008.

5. Gan X., Shen G., Xin B. et al. Simultaneous biological desalination and lipid production by *Scenedesmus obliquus* cultured with brackish water // *Desalination*. 2016. № 400. p. 1–6.
6. Li S., Chen X., Wong M.H. et al. Mechanism study on the regulation of metabolite flux for producing promising bioactive substances in microalgae *Desmodesmus* sp.YT through salinity stress // *Algal Res.* 2022. № 64(5). 102721.
7. Shetty P., Gitau M.M., Maroti G. Salinity stress responses and adaptation mechanisms in eukaryotic green microalgae // *Cells*. 2019. №8 (12). 1657.
8. Zhang., He M., Zou, Fei C., Yan Y., Zheng., Rajper A.A., Wang C. Breeding of high biomass and lipid producing *Desmodesmus* sp by ethylmethane sulfonate-induced mutation // *Bioresour. Technol.* 2016. № 2. p. 268–275.
9. Губина Г.С. Сырьевые ресурсы Азовского бассейна и перспективы их развития // *Труды ВНИРО*. Т. 103. М.: Изд-во ВНИРО. 1974. С. 67–74.
10. Church J., Hwang J.H., Kim K.T. et al. Effect of salt type and concentration on the growth and lipid content of *Chlorella vulgaris* in synthetic saline wastewater for biofuel production // *Bioresour. Technol.* 2017. №243. p. 147–153.
11. Rai M.P., Gautom T., Sharma N. Effect of salinity, pH, light intensity on growth and lipid production of microalgae for bioenergy application // *OnLine J. Biol. Sci.* 2015. №15. p. 260-267.

ПРИМЕНЕНИЕ МОДЕЛЕЙ ЛОГИСТИЧЕСКОЙ РЕГРЕССИИ В БИОИНДИКАЦИИ НЕФТЯНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВ

Лунатов Д.Н.

*Московский государственный университет имени М.В. Ломоносова,
факультет почвоведения, Москва, Россия
dlip@soil.msu.ru*

Нефть, попавшая в почву, оказывает сильное токсическое воздействие на биоту. Влияние нефти на растения проявляется не только в ее непосредственном токсическом действии, но и в ухудшении водного, воздушного, питательного режима почвы [5]. В специальных исследованиях отмечалась повышенная устойчивость некоторых видов растений к загрязнению почв нефтепродуктами [4]. Актуальной задачей является разработка методов биоиндикация нефтяного загрязнения почв в условиях как природных, так и промышленных ландшафтов.

Количественная оценка воздействия токсикантов на организмы проводится на основе кривых «доза-эффект». При нефтяном загрязнении характер этих кривых определяется дополнительными факторами: составом нефти и различной токсичностью ее отдельных компонентов, ландшафтными и почвенными условиями. Эффективным подходом для получения оценок воздействия токсикантов на биоту являются полевые эксперименты на загрязненных территориях. При этом контрастные ореолы загрязнения и фитоценозы, сформированные на них в ходе природных и антропогенных сукцессий, способны выступать экспериментальным материалом, с помощью которого на основе регрессионного анализа можно получать количественные оценки техногенного воздействия, в том числе, применимые для биоиндикации.

Объектами наших исследований являлись загрязненные экосистемы, прилегающие к промышленным площадкам, выведенным из эксплуатации, вблизи поселков Катангли и Вал на нефтедобывающих территориях в Ногликском районе о. Сахалин. На 5 участках площадью 5000 м² выбрали по 16 контрольных

точек, в которых оценивался растительный покров и проводился почвенный пробоотбор.

Описание древесной растительности проводили в квадрате 10 x 10 метров вокруг каждой контрольной точки, описание травяно-кустарничкового покрова – в рамке 1 x 1 метр. Древесный ярус представлен малым числом экземпляров в угнетенном состоянии, отмечены следующие виды: ольха пушистая (*Alnus hirsute*), лиственница даурская (*Larix dahurica*), березка Миддендорфа (*Betula middendorffii*), кедровый стланик (*Pinus pumila*), ива козья (*Salix caprea*). На слабонарушенных участках в кустарничковом ярусе распространены куртины брусники (*Vaccinium praestans*), шикшы (*Empetrum sibiricum*), багульника (*Ledum palustre*). Во фрагментарном травяном ярусе наибольшей численностью характеризуются мелкие осоки, ситники (*Juncus bufonius*, *Juncus filiformis*), пушица (*Eriophorum vaginatum*), низовые злаки (*Festuca ovina*, *Elymus sibiricus*, *Poa palustris*). Осоки северо-восточного геоботанического района о. Сахалин представлены несколькими видами: осока дернистая (*Carex cespitosa*), осока вздутая (*Carex rostrata*), осока Миддендорфа (*Carex middendorffii*), осока Гмелина (*Carex gmelinii*) [1]. На некоторых площадках распространены рудеральные виды: иванчай (*Chamaenerion angustifolium*), полынь замещающая (*Artemisia commutata*), хвощ полевой (*Equisetum arvense*), дерен канадский (*Chamaepericlymenum canadense*). В ходе статистической обработки описания растительности на учетных площадках переводились в показатели на альтернативной шкале: присутствие/отсутствие отдельных видов растений.

Пробы почвы из слоя 0–10 см отбирались в каждой контрольной точке. После высушивания и гомогенизации в них определяли содержание суммы углеводов нефти (УВН) методом инфракрасной спектрофотометрии в соответствии с ПНДФ 16.1:2.2.22–98.

Обследованные участки принадлежат к загрязненным природным и промышленным ландшафтам. На участках № 1 и № 2 в природных экосистемах вследствие токсического воздействия аварийных разливов нефти происходила дигрессия естественных фитоценозов. На участках № 3–5 растительный покров формировался в ходе самозарастания старых промышленных площадок, характеризовавшихся остаточным загрязнением почв нефтепродуктами.

На исследованных участках наблюдались морфологические признаки загрязнения почв нефтью: темно-бурые и темно-коричневые пятна, маслянистый блеск поверхности, битуминизированные корки. Максимальные уровни загрязнения почвы отмечены на месте аварийной утечки из шламового амбара (участок 1) и после разлива из внутривнепромыслового трубопровода (участок 2), они достигают значений 75000–80000 мг/кг (рисунок). При этом среди пятен с высоким уровнем загрязнения отмечены точки с низкими значениями содержания УВН в почве: 1000–1600 мг/кг.

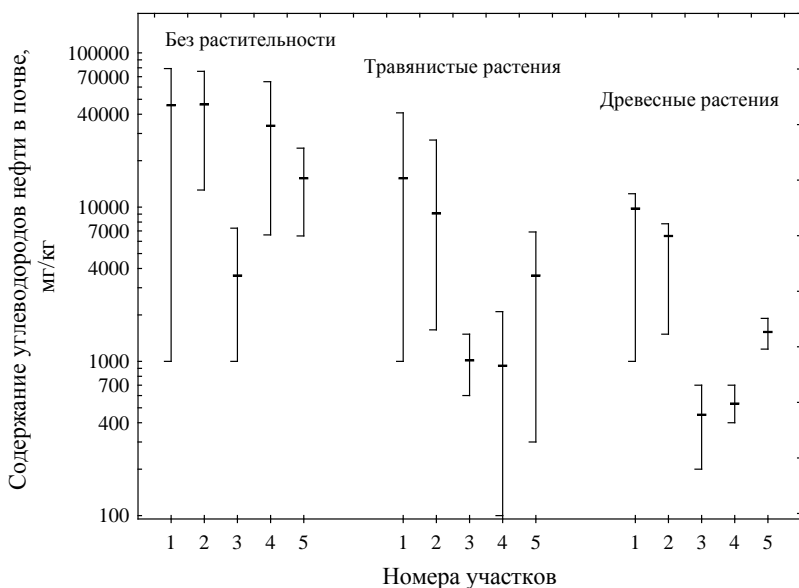


Рисунок. Среднее, минимальное и максимальное содержание углеводородов нефти (мг/кг) в почвах на участках 1–5 в контрольных точках без растительности и с древесными, травянистыми растениями.

Для оценки воздействия нефтяного загрязнения почв на растительность использованы модели логистической регрессии [2]. Логистическая регрессия применима для бинарных переменных, в условиях нашей задачи: 0 соответствовал отсутствию вида растений, 1 – его присутствию. Уравнение логистической

регрессии, выраженное с помощью логита, при одной независимой переменной имеет следующее выражение:

$$\ln\left(\frac{p}{1-p}\right) = b_0 + b_1x$$

где p – вероятность переменной отклика, x – независимый аргумент, b_0 – свободное слагаемое, b_1 – коэффициент регрессии.

В качестве отклика рассмотрена вероятность присутствия данного вида растений на нефтезагрязненном участке. В качестве аргумента выступало содержание в почве углеводов нефти, его диапазон варьирования на разных участках составлял от 100 до 80000 мг/кг. Для получения уравнений логистической регрессии использован метод максимального правдоподобия в модуле «Обобщенные линейные/нелинейные модели» программы Statistica. С целью оценки качества моделей логистической регрессии вычислялась доля корректной классификации по апостериорным и исходным значениям.

Модели логистической регрессии построены для отдельных видов травянистой и древесной растительности (табл.). Не все полученные параметры уравнений логистической регрессии оказались статистически значимы, процент корректной классификации составлял 67–85 %.

Регрессионные модели, построенные по данным, полученным на участках 1–2, характеризуют условия деградации естественных фитоценозов при разливах нефти. Регрессионные модели по данным, полученным на участках 3–5, построены для условий самовосстановления растительного покрова на техногенно нарушенных почвах, сформированных на промышленных площадках, выведенных из эксплуатации. Поэтому параметры логистической регрессии для одного вида растений не совпадают в разных экосистемах. На выведенных из эксплуатации промышленных площадках развитие растительного покрова происходит на техногенно нарушенных почвах, характеризующихся низким плодородием. Поэтому нефтяное загрязнение почв промышленных площадок не всегда является единственным критическим фактором восстановления растительного покрова. В значительной степени на интенсивность восстановления растительности негативно влияют также недостаточная мощность плодородного слоя и деградационные процессы.

Таблица. Параметры полученных уравнений логистической регрессии и рассчитанные уровни токсичности УВН для отдельных видов растений

Вид растения	Параметры уравнений логистической регрессии		Уровни фитотоксичности УВН в почве (мг/кг)		
	b_0	b_1	LC ₂₅	LC ₅₀	LC ₉₅
Деградация естественных фитоценозов при разливе нефти					
Ольха пушистая	-1,64*	0,00008*	6767	20500	57305
Березка Миддендорфа	-1,50	0,00009*	4460	16667	49383
Лиственница даурская	-3,75*	0,00029	9143	12930	23084
Осока дернистая	-2,70**	0,00009**	17793	30000	62716
Багульник	-2,43	0,00024*	5548	10125	22393
Брусника	-1,05	0,00016*	1267	6562	24965
Самовосстановление фитоценозов на техногенно нарушенных почвах					
Ольха пушистая	-1,57*	0,00059*	799	2660	7652
Березка Миддендорфа	-1,52	0,00041*	1028	3710	10889
Лиственница даурская	-6,03*	0,00198*	2491	3045	4533
Осока дернистая	-1,47*	0,00022**	1688	6682	20066
Хвощ полевой	-0,63	0,00006*	0	10500	59574
Иван-чай	-1,77	0,00060*	1119	2950	7857

Примечание. Уровень значимости параметров и коэффициентов регрессии: * $\alpha=0,10$; ** $\alpha=0,05$.

Оценки вероятности присутствия растительности, получаемые в моделях логистической регрессии, могут использоваться для определения уровней токсичности. В нашей работе на основе подобранных уравнений логистической регрессии рассчита-

ны оценки LC_{25} , LC_{50} и LC_{95} – концентрации суммы УВН в почве (мг/кг), вызывающей 25, 50 и 95 % вероятность угнетения исследованных видов растений (табл.). Уровень загрязнения почвы УВН, при котором зафиксированы начальные признаки ингибирования растений LC_{25} , можно принять в качестве референтного и использовать для биоиндикации нефтяного загрязнения почв.

Модельные оценки LC_{50} УВН в почве для древесных растений составили: 12930–20500 мг/кг – в естественных фитоценозах, 2660–3710 мг/кг – при самозаращении промышленных площадок. Низкая устойчивость к нефтяному загрязнению почв установлена для лиственницы даурской, оценки LC_{50} и LC_{95} для нее ниже, чем для ольхи пушистой и березки Миддендорфа. Величина LC_{95} для лиственницы лишь в 1,5–1,8 раза выше, чем LC_{50} , что указывает на узкий диапазон значений уровня нефтяного загрязнения, при котором происходит резкое подавление этого древесного растения.

Для травянистых растений модельные значения LC_{50} выше, чем для кустарничковых. Так, сравнение LC_{50} показывает, что осока дернистая является в 4,5 раза более устойчивой к нефтяному загрязнению почв, чем брусника. В условиях самозаращения промышленных площадок по техногенно трансформированным почвам наиболее высокие значения LC_{50} и LC_{95} установлены для хвоща полевого, являющегося типичным представителем рудеральной растительности. Полученные по регрессионным моделям, оценки LC_{50} сопоставимы с результатами специальных лабораторных и микрополевых исследований [1], в которых отмечалось 2-кратное снижение физиолого-биологических параметров растений, в частности митотической активности клеток, при уровне загрязнения почв нефтью 2–4 % (20000–40000 мг/кг).

Полученные результаты показывают, что в качестве пионерных видов при самовосстановлении растительного покрова на нефтезагрязненных почвах характерны осоки, хвощ, ольха, ивы. Они могут использоваться для фитоиндикации. Чаще всего более устойчивыми к нефтяному загрязнению почв проявляют себя растения с глубоко залегающими корневищами, в частности осока шаровидная и хвощ [6], но в отдельных случаях зарастание может происходить за счет освоения поверхностного

слабозагрязненного слоя почвы растениями с маломощной корневой системой.

В условиях широкого диапазона содержания углеводов нефти начальное самовосстановление растительности происходит в точках с минимальными уровнями загрязнения почвы. В дальнейшем такие растения могут способствовать активизации процессов окисления углеводов нефти в соседних сильнозагрязненных точках почвенного пространства. Этапы самозарастания почвопокровной и древесной растительностью идут синхронно со снижением остаточного содержания углеводов нефти в почве.

Предложенные модели логистической регрессии обосновывают выбор видов биоиндикаторов нефтяного загрязнения почв в почвах различных ландшафтов северного Сахалина. Так, произрастание лиственницы даурской указывает на слабое (менее 10000 мг/кг) загрязнение почвы нефтью. Признаком более сильного загрязнения будет являться ингибирование и гибель этого древесного растения. Произрастание брусники, багульника, иван-чая также возможно лишь при слабом загрязнении почвы нефтью. Развитие только осоковых и хвощей на участках нефтяных разливов указывает на более высокие уровни загрязнения почвы нефтью: 10000–60000 мг/кг. При очень высоких уровнях нефтяного загрязнения почв – более 60000 мг/кг – растительный покров полностью погибает и не развивается вследствие токсического воздействия нефти.

Выводы

1. Модели логистической регрессии количественно описывают полевые данные присутствия/отсутствия отдельных видов растений при различных уровнях нефтяного загрязнения почв. Полученные на основе логистических регрессионных моделей, оценки вероятности присутствия растений, можно использовать для выбора биоиндикаторов нефтяного загрязнения почв.

2. Рассчитанные по моделям логистической регрессии, уровни фитотоксичности (LC_{25} , LC_{50} , LC_{95}) нефти в почвах для древесных и кустарничковых растений ниже, чем для осоковых и рудеральных видов. При самозарастании на техногенно нарушенных почвах значения LC_{50} и LC_{95} для растений снижены в 5–8 раз по сравнению с условиями их произрастания на загрязненных природных почвах.

3. Лиственница даурская менее устойчива к нефтяному загрязнению почв, чем другие исследованные древесные растения, и может использоваться в качестве вида биоиндикатора на нефтезагрязненных территориях северного Сахалина. Развитие только осоковых и хвощей на участках нефтяных разливов указывает на высокие уровни загрязнения почвы углеводородами нефти: 10000–60000 мг/кг.

Литература

1. Баркалов В. Ю., Таран А. А. Список видов сосудистых растений острова Сахалин // Растительный и животный мир острова Сахалин. Часть 1. Владивосток: Дальнаука. 2004. С. 39–66.
2. Джонгман Р.Г.Г., Тер Браак С.Д.Ф., Ван Тонгерен О.Ф.Р. Анализ данных в экологии сообществ и ландшафтов. М.: РАСХН. 1999.
3. Киреева Н.А., Новоселова Е.И., Григориади А.С. Влияние загрязнения почв нефтью на физиологические показатели растений и ризосферную микробиоту // Агрохимия. 2009. № 7. С. 71–80.
4. Седых В.Н., Тараканов В.В. Устойчивость древесных растений к отходам бурения. Новосибирск: Наука. 2004.
5. Трофимов С.Я., Розанова М.С. Изменение свойств почв под влиянием нефтяного загрязнения // Деградация и охрана почв. М.: Изд-во МГУ. 2002. С. 359–373.
6. Чижов Б.Е., Захаров А.И., Гаркунов Г.А. Деградационно-восстановительная динамика лесных фитоценозов после нефтяного загрязнения / Леса и лесное хозяйство Западной Сибири. Вып. 6. – Тюмень: Изд-во ТГУ, 1998. – с. 160–172.

ПРОБЛЕМЫ ОЦЕНКИ ФИЗИОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ МОЛЛЮСКОВ ПРИ ИХ ИСПОЛЬЗОВАНИИ В СИСТЕМАХ БИОМОНИТОРИНГА КАЧЕСТВА ВОДЫ

¹Машкин П.В., ¹Ольшанский В.М., ²Xue W., ³Zeng M., ⁴Ren X.

¹Институт проблем экологии и эволюции РАН, Москва, Россия

²Harbin engineering university Harbin, China

³Shandong Dongrun Instrument Sci-Tech Co., Ltd, Yantai, China

⁴Shandong Talant Croup, Yantai, China

*pmashkin@yandex.ru, vmolsh@yandex.ru, weihe-2023@yandex.ru,
managerma@cndongrun.com, 1681801@qq.com*

Экологическая ситуация на водных объектах многих стран внушает опасения. Химическая промышленность наращивает производство новых веществ: различных наноматериалов, новейших средств защиты растений, новых комплексных удобрений, новых медицинских препаратов. Исследования их свойств требуют новых приборов и методик, значительного времени и людских ресурсов. Проверка токсичности новых материалов значительно отстает от скорости их синтеза, но они уже присутствуют в природных водоемах. Назрела проблема изменения подхода к нормированию антропогенных нагрузок на водную среду. Только химические методы нормирования нагрузок на водные экосистемы в принципе не могут учитывать синергетическое воздействие всех веществ и физических факторов на живые организмы. Ещё более сложная задача – непрерывный контроль уровней загрязнения внутренних и морских водоемов. Применение физико-химических методов позволяет контролировать сточные воды отдельных производств. Но они рассчитаны на узкий спектр загрязнителей. Определить «суммарную» токсичность воды можно только с помощью живых организмов.

В последние годы интенсивно разрабатываются технические устройства для непрерывного контроля качества воды, использующие водных животных в качестве биосенсоров. В обширном обзоре [1] приведены многие конструкции и методы. Двустворчатые моллюски используются как виды биосенсоры наиболее часто. На резкое изменение качества воды они закры-

вают раковину и резко замедляют частоту сердечных сокращений, вплоть до остановки на несколько часов. При использовании их для контроля качества воды в природных водоемах они питаются самостоятельно. Однако использование моллюсков в качестве биосенсоров сопряжено с проблемами очень высокой вариабельности кардиоритмов и широким спектром реакций на воздействия.

С развитием биоэлектронной техники стало возможным регистрация сердечных сокращений и контроль движения створок без повреждений животных. Были созданы конструкции, контролирующие физиологическое состояние животных без необходимости их фиксации и нарушения их целостности. Институтом проблем экологии и эволюции РАН создана линейка биоэлектронных приборов, которая позволяет работать с моллюсками, раками, слабоэлектрическими рыбами.

Данная работа посвящена проблемам оценки возможности применения в качестве биосенсоров двустворчатых моллюсков, широко распространенных в Южной Азии. Эксперименты проводились на моллюсках рода *Sinanodonta* sp. в провинции Хейлунцзян в КНР, а также во Вьетнаме в провинции Кханьхоа в бассейне реки Кай. Река Кай имеет высокий уровень загрязнения минеральными удобрениями, но промышленные производства в её бассейне практически отсутствуют. Для того, чтобы отобрать «репрезентативных» особей необходимо понять по какому принципу следует проводить отбор. Моллюски, обитающие в одном створе, накапливают различное количество поллютантов. Их физиологическое состояние сильно варьирует. Для определения физиологического статуса животных широко применяются различные стресс-тесты. Это показатель способности организма противостоять негативным изменениям со стороны внешней среды. Для пресноводных моллюсков широко используется метод погружения в 5% раствор поваренной соли. Время погружения обычно выбирается 1,5-2 часа.

Материалы и методы

Следует сразу оговориться, что методы контроля качества воды с помощью моллюсков и раков не сертифицированы. Для экспериментов были выбраны 12 моллюсков *Sinanodonta* sp. из реки Кай. Для того, чтобы группа была однородна, мы отбирали в эксперимент моллюсков примерно одинакового размера 10-12 см,

близкого веса. Мы также обращаем внимание на ширину годовых колец, что, по нашему мнению, указывает на примерно одинаковые темпы роста. Моллюски этого рода, как и все моллюски, реагируют на неблагоприятные условия закрытием раковины и замедлением сердечного ритма. Кроме того, эти моллюски очень часто выдвигают «ногу», что приводит к заметным изменениям формы и амплитуды сигнала оптокардиограммы. Эта особенность еще плохо изучена.

Моллюски адаптировались в течение 2 недель к водопроводной воде в 200 литровых пластиковых емкостях. Они питались пекарскими дрожжами. Температура воды составляла 25-26 градусов Цельсия. Проводимость воды составляла 55-58 мкСм/см. С помощью аквариумных компрессоров осуществлялась постоянная аэрация. Тестовый 5% раствор пищевой поваренной соли приготавливался на той же водопроводной воде.

Для регистрации кардиоритмов использовался 6 канальный оптокардиограф, разработанный в ИПЭЭ РАН. Оптопара CNY 70, помещённая в специальный пластиковый держатель, наклеивалась водостойким клеем непосредственно на правую створку раковины в области сердца. Регистрировалось изменение оптической плотности при сокращениях сердца. Сигнал усиливался, оцифровывался и через USB порт подавался на компьютер. Прибор записывает в файл текущие данные за 15 минут. На экране компьютера в реальном времени происходит визуализация 6 сигналов. Дальнейшая визуализация оптокардиограмм и обработка осуществлялась при помощи специальной программы, разработанной в ИПЭЭ РАН. Программа позволяет при помощи маркеров времени рассчитывать время между кардиоимпульсам. При проведении стресс тестов меняется не только время между кардиоциклами, но амплитуда и форма сигнала, проявляются различные виды аритмий. В настоящее время еще не разработаны автоматические алгоритмы для обработки таких кардиоритмов моллюсков.

Было проведено 2 серии экспериментов, использовались 6 моллюсков в каждом эксперименте. Поскольку все используемые нами моллюски в нормальных условиях имеют индивидуальные особенности поведения, то в качестве контрольной записи мы использовали запись кардиосигналов за 15 минутный интервал времени до начала воздействия. То есть каждый моллюск

имел собственную контрольную запись. После записи 15 минутного интервала моллюски помещались в солевой раствор на 90 минут. По истечению этого периода моллюски помещались в обычную воду.

Результаты

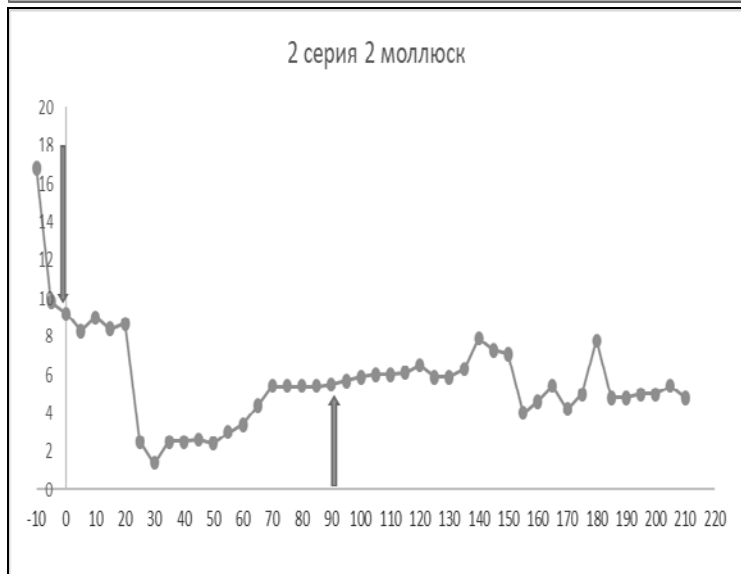
На рис. 1-2 приведены примеры изменения интервалов между кардиоимпульсами индивидуальных моллюсков под действие стресса. Частота сердечных сокращений является обратной величиной. Увеличение времени между кардиоциклами соответствует уменьшению частоты сердечных сокращений. На всех рисунках стрелка вниз означает начало воздействия, стрелка вверх означает прекращение. По оси ординат время между сокращениями сердца в секундах. По оси абсцисс – текущее время эксперимента. Обычно среднее время между кардиоимпульсами составляет 6–8 секунд. На основе приведенных на рис.1-2 данных можно выделить 3 типа реакций на стресс-фактор. На рис. 1А показан тип реакции, когда частота сердечных сокращений во время стресса падает, а после отмены воздействия возвращается к норме в течение 1–2 часов. На рис. 1Б отражена реакция группы моллюсков, у которых частота сердечных сокращений во время стресса резко возрастает, и после отмены остается повышенной по отношению к контролю. На рис. 3 отображается реакция группы моллюсков, у которых под действием стресс фактора частота сердечных сокращений падает. У этих моллюсков такая тенденция наблюдается и после отмены действия стимула. Время восстановления у них очень значительное. Во время тестирования один моллюск погиб.

Следует отметить, что исследование интервалов между ударами сердца (или частота сердечных сокращений) далеко не полностью описывает все особенности работы сердца.

Даже в нормальном состоянии (хорошее питание, продувка воздухом, оптимальная температура воды) у всех моллюсков сердечная деятельность имеют индивидуальные особенности. На рисунках 3-5 демонстрируется вариабельность оптокардиограмм до начала стресса, во время стресса и в период восстановления. На рис. 3 приведены контрольные записи оптокардиограмм перед стресс тестом. У всех моллюсков наблюдается разная частота сердечных сокращений. Кардиоциклы также имеют разную амплитуду и форму.



А



Б

Рисунок 1. Примеры экспериментов, в которых моллюск при воздействии увеличивал (А) или уменьшал (Б) интервалы между кардиоимпульсами

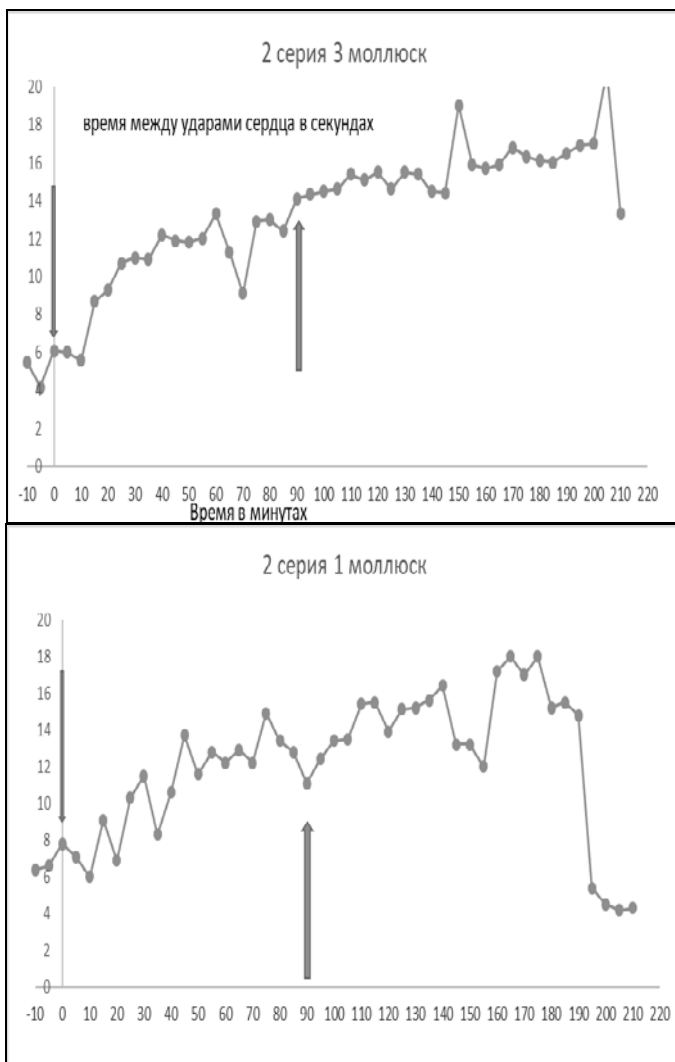


Рисунок 2. Два примера экспериментов, изменения интервала между кардиоимпульсами продолжают после окончания воздействия

На рис. 4 представлена запись во время воздействия. У большинства моллюсков наблюдается изменение формы и падение амплитуды кардиосигналов. Но у моллюска 6 (нижняя запись) стрессовая ситуация вызвала увеличение амплитуды кардиосигнала.

Изменения сердечной деятельности связано с изменениями сложных метаболических процессов в организме в ответ на стресс. У моллюска 1 (верхняя запись) во время стресс теста развилась аритмия, она прекратилась после отмены воздействия. У моллюска 2 (вторая запись сверху) быстро восстановилась амплитуда и частота сердечного ритма. Моллюски 4 и 6 в первые 15 минут не восстановили прежние параметры кардиоциклов. Моллюск 3 увеличил амплитуду и частоту сердечных сокращений по сравнению даже с контрольной записью. Алгоритмы непрерывной обработки таких нерегулярных сигналов пока не разработаны, поэтому приходилось индивидуально обрабатывать каждую запись.

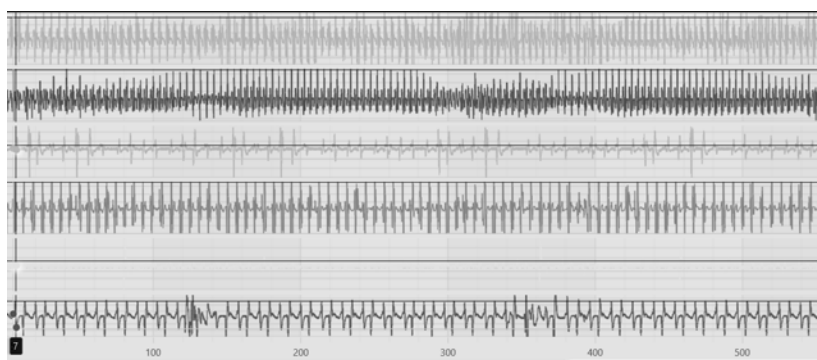


Рисунок 3. Контрольная запись кардиоритмов 5 моллюсков.

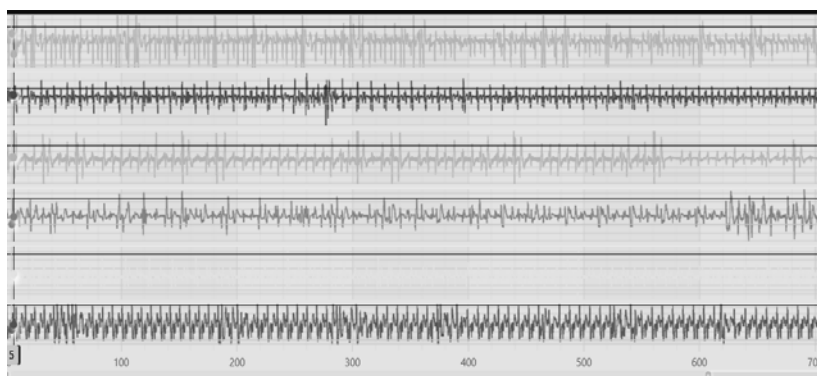


Рисунок 4. Запись во время воздействия, наблюдается резкое снижение амплитуды сигналов.

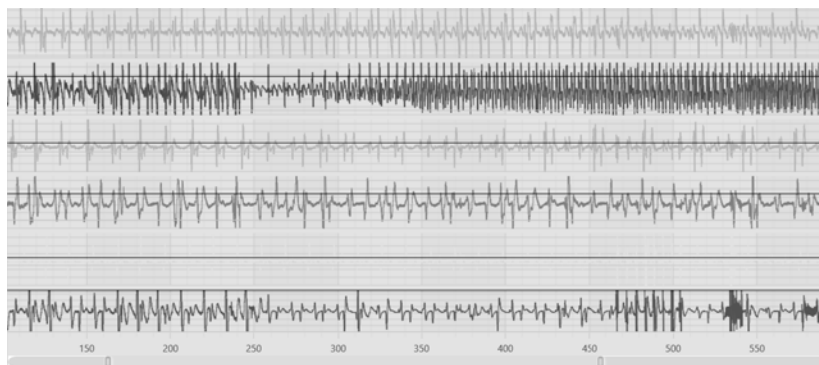


Рисунок 5. Окончание воздействия, начало восстановления.

Обсуждение результатов

Для того, чтобы отобрать «репрезентативных» особей для данной реки необходимо определить для данного бассейна критерии «здоровья» животных по их состоянию. Моллюски, обитающие даже в одном створе, накапливают различное количество поллютантов. Стресс тест позволяет определить выявить долю животных с высокой и низкой резистентностью к внешним воздействиям. Сравнивая доли особей с высокой и низкой резистентностью в разных створах реки можно оценить общее экологическое состояние бассейна, определять его «болевые точки». На основании этих данных можно будет отобрать группу моллюсков для использования их в качестве биосенсоров в каждом конкретном регионе и определить необходимое число животных в установке.

Литература

1. James E. Vereycken, David C. Aldridge. Bivalve molluscs as biosensors of water quality: state water quality: state of the art and future directions. *Hydrobiologia* (2023) 850:231–256
<https://doi.org/10.1007/s10750-022-05057-7>

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА СОСТОЯНИЯ ЧЕРНОЗЕМА, ЗАГРЯЗНЕННОГО НЕФТЬЮ, МАЗУТОМ И БЕНЗИНОМ, ПРИ РЕМЕДИАЦИИ ГУМАТОМ НАТРИЯ И «БАЙКАЛ ЭМ-1»

Минникова Т.В., Русева А.С.

*Южный федеральный университет, Академия биологии и
биотехнологии им. Д.И. Ивановского, Ростов-на-Дону, Россия
loko261008@yandex.ru*

Естественное восстановление почв, загрязненных нефтью, требует десятки лет, именно поэтому целесообразным является использование различных методов восстановления нарушенных участков. Физические и химические методы, такие как удаление и захоронение нефти, нефтепродуктов и загрязненной почвы, термическая обработка, промывка водой под давлением и др. применимы для восстановления относительно небольших участков, а также не обеспечивают полного удаления нефти и нефтепродуктов из почвы и являются достаточно дорогостоящими [1]. В последние десятилетия наиболее часто используемыми методами ремедиации почв являются биологические методы [2-6]. Среди существующих в настоящее время эффективных методов очистки почв при нефтезагрязнении используют методы биоремедиации [3, 7-10]. Важными преимуществами биоремедиации по сравнению с другими методами являются: разложение, а не перенос загрязняющего вещества в другую среду; минимальное воздействие загрязняющего вещества на людей, осуществляющих обработку; отсутствие негативного воздействия на компоненты окружающей среды и возможное сокращение продолжительности самого процесса биоремедиации.

Цель работы – оценка изменения экологического состояния чернозема, загрязненного нефтью, мазутом и бензином, при ремедиации гуматом натрия и «Байкал ЭМ-1».

Объектом исследования был выбран чернозем обыкновенный карбонатный, отобранный из верхнего слоя ($A_{\text{пах}}$ 0–10) на пашне Ботанического сада Южного федерального университета.

Для моделирования загрязнения использовали нефть Новошахтинского НПЗ, мазут компании «Неклиновскнефтепродукт» и бензин марки АИ-95. В почву вносили каждый нефтепродукт в концентрации 5% от массы почвы. В исследовании использовали следующие ремедианты: гумат натрия и «Байкал ЭМ-1». Они были внесены в трех дозах: в дозе, рекомендуемой по данным производителей либо литературным данным (1 D) и пропорционально в 2 раза меньшей (0,5 D) и 2 раза большей от рекомендуемой (2 D). Оценка экологического состояния чернозема была проведена на основании расчета интегрального показателя биологического состояния почвы (ИПБС). Расчет ИПБС проводили по данным следующих биологических показателей: активность почвенных ферментов (активность каталазы, дегидрогеназ), фитотоксичность (длина корней и побегов, всхожесть), общая численность бактерий.

Для оценки изменения почвенных свойств на основании всех изучаемых показателей была применена разработанная на кафедре экологии и природопользования ЮФУ методика расчета интегрального показателя биологического состояния почв (ИПБС). Показатель является наиболее информативным параметром нарушения экологических функций почвы в результате ее химического загрязнения.

Изучение влияния ремедиантов на чернозем обыкновенный без загрязнения показало, что все они приводят к снижению ИПБС в среднем на 51%. Изучение ИПБС при загрязнении чернозема нефтью показало, что по степени токсичности загрязнители образуют ряд: нефть > бензин > мазут. При загрязнении во всех случаях, кроме применения дозы 2 D гумата натрия и 1 и 2 D «Байкал ЭМ-1», наблюдается повышение показателя относительно нефтезагрязненных почв. Применение ремедиантов для загрязненных мазутом почв повышает значение ИПБС в случае доз 2 D гумата натрия, 0,5 и 1 D «Байкал ЭМ-1». 2 D гумата натрия оказали наиболее заметное влияние, при котором показатель повышается на 41% соответственно относительно почв с загрязнителем. Исследование загрязненных бензином почв показало, что восстановлению свойств чернозема способствуют 1 и 2 D гумата натрия и «Байкал ЭМ-1» (рис.4). Биочар и «Байкал ЭМ-1» в дозах 2 D оказались лучшими биостимуляторами, повышающими значе-

ние ИПБС на 140 и 82% соответственно относительно почв только с бензином.

Оценка чувствительности биологических показателей при ремедиации чернозема обыкновенного, загрязненного нефтью, мазутом и бензином, при добавлении гумата натрия и «Байкал ЭМ-1» (усредненные по дозе значения) была проведена по степени снижения показателя относительно контроля. При ремедиации загрязненного чернозема гуматом натрия составлен ряд чувствительности биологических показателей, если загрязнитель

нефть: длина корней > длина побегов > всхожесть > численность бактерий > активность дегидрогеназ = активность каталазы;

мазут: численность бактерий > длина корней > активность каталазы > длина побегов > активность дегидрогеназ > всхожесть;

бензин: длина корней > длина побегов > всхожесть > численность бактерий > активность дегидрогеназ > активность каталазы.

Наибольшая чувствительность установлена для длины корней редиса (нефть, бензин и мазут), а наименьшая – активность каталазы (нефть и бензин) и всхожесть (мазут).

При ремедиации загрязненного чернозема «Байкал ЭМ-1» составлен ряд чувствительности биологических показателей, если загрязнитель

нефть: длина корней > длина побегов > всхожесть > численность бактерий > активность каталазы > активность дегидрогеназ;

мазут: длина корней > активность каталазы > длина побегов = активность дегидрогеназ > численность бактерий > всхожесть;

бензин: длина корней > длина побегов = всхожесть > численность бактерий > активность дегидрогеназ > активность каталазы.

Наибольшая чувствительность установлена для длины корней редиса (нефть и бензин) и численности бактерий (мазут), а наименьшая – активность дегидрогеназ (нефть) и активность каталазы (бензин) и всхожесть (мазут).

При ремедиации «Байкал ЭМ-1» при загрязнении чернозема нефтью, мазутом и бензином чувствительна длина корней

редиса. При ремедиации гуматом натрия при загрязнении чернозема нефтью и бензином чувствительна длина корней редиса, а при загрязнении чернозема мазутом – численность почвенных бактерий.

Согласно оценке ИПБС почв по уменьшению степени токсичности нефтепродукты располагаются в следующем порядке: нефть > бензин > мазут. Однако, такая тенденция сохраняется только для показателей фитотоксичности. На показатели общей численности бактерий и активность каталазы наибольшее воздействие оказал мазут, а наименьшее бензин, для активности дегидрогеназ бензин оказался самым токсичным, а нефть наименее токсичной. По стимулирующему действию на биологическую активность нефтезагрязненного чернозема изучаемые ремедианты составляют следующий ряд: гумат натрия > «Байкал ЭМ-1». При загрязнении мазутом по симуляции показателей ремедианты располагаются следующим образом: «Байкал ЭМ-1» > гумат натрия. Такой же ряд ремедианты образуют в загрязненной бензином почве. Результаты исследования целесообразно использовать при биодиагностике состояния почв, загрязненных нефтью и нефтепродуктами, после ремедиации различными веществами.

Финансирование. Исследование выполнено за счет гранта Президента (МК-175.2022.5), при финансовой поддержке проекта Программы стратегического академического лидерства Южного федерального университета («Приоритет 2030») по созданию Молодежной лаборатории эковиотехнологий диагностики и охраны здоровья почв (№ СП-12-23-01), Министерства науки и высшего образования РФ, лаборатории «Здоровье почвы» Южного федерального университета (соглашение № 075-15-2022-1122), проекта Минобрнауки России «Лаборатория молодых ученых» в рамках Межрегионального научно-образовательного центра Юга России (№ ЛабНОЦ-21-01АБ, FENW-2021-0014).

Литература

1. Халилова Д.И., Юнусова Д.М. Анализ способов очистки нефтезагрязненных грунтов при авариях на объектах нефтяной и газовой промышленности и транспорта // Бюллетень результатов научных исследований. 2017. 1–2.

2. Dickson U.J., Coffey M., Mortimer R.J.G., Smith B., Ray N., Di Bonito M. () Investigating the potential of sunflower species, fermented palm wine and *Pleurotus ostreatus* for treatment of petroleum-contaminated soil // *Chemosphere*. 2020. Vol. 240. P. 124881.
3. Dos Santos J.J., Maranhão L.T. Rhizospheric microorganisms as a solution for the recovery of soils contaminated by petroleum: a review // *J Environ Manag* (2018. Vol. 210. P. 104–113. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.01.015>
4. Li J., Liu Q., Sun S., Zhang X., Zhao X., Yu J., Cui W., Du Y. Degradation characteristics of crude oil by a consortium of bacteria in the existence of chlorophenol // *Biodegradation*. 2022. <https://doi.org/10.1007/s10532-022-09992-z>
5. Minnikova T., Kolesnikov S., Minkina T., Mandzhieva S. Assessment of Ecological Condition of Haplic Chernozem Calcic Contaminated with Petroleum Hydrocarbons during Application of Bioremediation Agents of Various Natures // *Land*. 2021. Vol. 10. P. 169. <https://doi.org/10.3390/land10020169>
6. Minnikova T., Ruseva A., Kolesnikov S. Assessment of ecological state of soils in southern Russia by petroleum hydrocarbons pollution after bioremediation // *Environmental Processes*. 2022. Vol. 9. P. 49 <https://doi.org/10.1007/s40710-022-00604-9>
7. Yuniati M/D. Bioremediation of petroleum-contaminated soil: A Review. IOP conference series: earth and environmental science // IOP Publishing. 2018. Vol. 118. No. 1. P. 012063.
8. Kaczyńska G., Borowik A., Wyszowska J. Soil dehydrogenases as an indicator of contamination of the environment with petroleum products // *Water, Air, & Soil Pollution*. 2015. Vol. 226. No. 11. P. 1-11.
9. Минникова Т.В., Колесников С.И., Денисова Т.В. Влияние азотных и гуминовых удобрений на биохимическое состояние нефтезагрязненных черноземов // *Юг России: экология, развитие*. 2019. №2. С. 189-201. <https://doi.org/10.18470/1992-1098-2019-2-189-201>
10. Янкевич М.И., Хадеева В.В., Мурыгина В.П. Биоремедиация почв: вчера, сегодня, завтра // *Биосфера*. 2015. Т. 7. № 2. С. 199-208.

**ВЛИЯНИЕ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ,
ПРОИСХОДЯЩИХ В ЗАГРЯЗНЕННОМ ПЕСЧАНОМ
ГРУНТЕ, НА РЕЗУЛЬТАТЫ ФИТОТЕСТИРОВАНИЯ С
ПРИМЕНЕНИЕМ КУЛЬТУРЫ ГОРЧИЦЫ БЕЛОЙ
(*SINAPIS ALBA L.*)**

Морозов А.В.¹, Григорьева И.Ю.¹, Гладченко М.А.²

¹*Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова,
геологический факультет, Москва, Россия*

²*Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова,
химический факультет, Москва, Россия*
morozov8pro@yandex.ru, ikagrig@inbox.ru, gladmarina@yandex.ru

На сегодняшний день в практике проведения экологической оценки состояния окружающей среды преимущественно используются аналитические методы, основанные на оценке содержания потенциально токсичных веществ, с последующим сравнением полученных данных с нормативными документами. Однако, в виду недостаточного развития системы нормирования веществ-загрязнителей, использование только химико-аналитических методов не позволяет в полной мере оценить биологическую значимость и потенциальную опасность загрязнения.

Одним из основных объектов экологической оценки зачастую выступают дисперсные грунтовые системы, для которых становится более значимым проведение различного рода биотестов с использованием широко спектра тест-организмов [9, 10]. В отношении грунтовых систем наиболее целесообразно применение биотестов, основанных на реакции высших растений – фитотестирования. Применение данного метода при условии использования в качестве субстрата для роста и развития растения непосредственно грунта (иными словами, применение аппликационного метода) позволяет достоверно оценить биологическую значимость уровня и состава загрязнения [3].

При этом для адекватной оценки влияния уровня и состава загрязнения необходимо принимать во внимание возможность взаимодействия компонентов грунтовых систем с загрязнителями, в процессе которого происходит как изменение структуры грунта, так и химические преобразования токсикантов.

Среди осадочных пород, которые слагают верхнюю часть геологического разреза и в большей степени подвергаются различного рода загрязнениям, наибольшее распространение имеют породы, содержащие в своем составе зерна кварца. Так, согласно литературным данным [1, 5] кремнезем является самым распространенным веществом на Земле, в литосфере содержание SiO_2 приближается к 60 %. В условиях интенсивного развития промышленности, в первую очередь отраслей по добыче углеводородного сырья, каждый год образуются огромные объемы нефтешлама – грунта, содержащего в себе определенную долю нефтепродуктов. Наряду с углеводородным загрязнением одним из самых распространенных является солевое загрязнение, которое на территориях добычи и транспорта нефти и продуктов её переработки может накладываться на углеводородное [7, 8].

В связи с этим целью данного исследования стало изучение и раскрытие механизма физико-химических процессов, происходящих в загрязненной песчаной грунтовой системе, и оценка их влияния на результаты аппликатного фитотестирования.

Для определения особенностей, происходящих в системе «загрязненный песчаный грунт – растение» взаимодействий компонентов, были созданы модели природного загрязненного песчаного грунта на основе мелкозернистого кварцевого песка. В качестве загрязняющих веществ использовались дизельное топливо и раствор хлорида натрия. Помимо одиночно загрязненных моделей, были созданы модели с комбинацией загрязнителей.

Основной этап экспериментальных исследований заключался в проведении планшетного аппликатного фитотестирования по регламентированной методике с контролем влажностных характеристик проб в ходе эксперимента. В качестве тест-культуры было выбрано двудольное высшее растение – Горчица белая (*Sinapis Alba* L.). По истечению инкубационного периода у семян используемого растения измерялись морфометрические показатели (длина корней и ростка) и оценивалась всхожесть.

При внесении выбранных загрязняющих веществ в песчаный грунт нами учитывалось, что молекулы воды адсорбируются только на поверхности кварцевых зерен, содержащих гидроксильные группы [4]. При полном отсутствии данных групп поверхность кремнезема гидрофобна, также процесс превращения силанольных групп в силоксановые полностью обратим. Таким

образом, дегидратированная поверхность кремнезема при взаимодействии с водой, за счет процессов адсорбции и хемосорбции молекул воды, переходит в полностью гидроксильрованную. Определяющую роль в данном процессе вероятно будет играть аморфный кремнезем, который при гидратации переходит в формы моно- и поликремниевых кислот. С учетом наличия в исследуемой системе экспериментально определенного содержания аморфного кремнезема, можно судить о наличии потенциала к взаимодействиям между поверхностью кварцевых зерен и загрязняющими веществами [2].

По результатам оценки влияния одиночного хлоридно-натриевого загрязнения на биологические показатели, используемой тест-культуры, можно отметить отсутствие значимого токсического эффекта при концентрации раствора хлорида натрия 0,1 % по массе. Увеличение концентрации загрязнения ведет к резкому снижению биологических показателей горчицы белой (*Sinapis A.*) по сравнению с контролем [2].

При растворении кристаллов хлорида натрия (NaCl) ионы данного вещества переходят в гидратированные реакционноспособные формы. Гидратированный ион натрия способен к инициации процесса замещения атомов кислорода, принадлежащих гидратной оболочке, атомами кислорода, располагающимися на поверхности кварцевых зерен. При увеличении числа атомов натрия у поверхности аморфного кремнезема, может образовываться ряд связей, что в свою очередь может приводить к сближению мельчайших частиц кварца [1].

Наблюдаемый при этом острый токсический эффект, вызываемый хлоридно-натриевым загрязнением, может обуславливаться нарушением осмотического тока воды, и, следовательно, снижением доступности влаги для семени высшего растения. Также наличие в системе гидратированного иона хлора вызывает нарушение клеточных мембранных структур клеток семени, что приводит к увеличению их проницаемости. Семена горчицы белой (*Sinapis A.*) будут терять способность к избирательному поглощению элементов, в виду чего концентрации токсиканта в клеточной структуре будет увеличиваться.

В случае анализа результатов фитотестирования с применением нефтепродукта, исходя из полученной зависимости значений морфометрических показателей и всхожести горчицы белой (*Sinapis A.*) от содержания дизельного топлива в песчаной грун-

товой системе можно сделать вывод о наличии стимулирующего эффекта при концентрации углеводов 3 и 5 % по массе. Токсический эффект наблюдается при концентрациях дизельного топлива 1 и 7% по массе, значения морфометрических показателей тест-культуры снижаются в среднем в два раза [2]. Причем наибольшую биологическую значимость имеет более низкое содержание углеводородного загрязнения.

Внесение в песчаную грунтовую систему дизельного топлива инициирует процесс адсорбции углеводородных компонентов за счет физических сил межмолекулярного взаимодействия. Компоненты углеводородного загрязнения образуют водородные связи с поверхностью аморфного кремнезема, однако в случае наличия нескольких точек присоединения молекулы, образованные комплексы оказываются настолько стабильными, что их можно рассматривать как хемосорбированные [4].

Полярные молекулы и ароматические соединения закрепляются путем образования связей с поверхностными силанольными группами, следовательно, интенсивность процесса сорбции будет увеличиваться за счет практически полного отсутствия адсорбированной воды на поверхности аморфного кремнезема в воздушно-сухом грунте.

Для получения представления о толщине слоя сорбированных компонентов углеводородного загрязнения был проведен теоретический расчет, по результатам которого можно полагать, что при внесении дизельного топлива в концентрации 1% по массе в воздушно-сухой песчаный грунт, с учетом принятых допущений, способно образовываться порядка 160 мономолекулярных слоев углеводородных компонентов. Следовательно, при увеличении концентрации загрязнителя, могут образовываться более масштабные слои адсорбированных компонентов дизельного топлива, которые при достижении максимального значения сорбции могут задерживаться в поровом пространстве грунта [2].

Неоднозначная реакция горчицы белой (*Sinapis A.*) на содержание дизельного топлива в песчаной грунтовой системе, может быть описана с базовых позиций концепции пределов толерантности [6].

Таким образом, исходя из наблюдаемых общих закономерностей реакции, используемой тест-культуры, можно предположить, что в отношении содержания дизельного топлива как эко-

логического фактора, своеобразным пределом толерантности будет служить диапазон концентраций от 3 до 5% по массе. Снижение или увеличение содержания углеводородного загрязнения приводит к подавлению биологических показателей данного высшего растения при его развитии на используемом субстрате.

Комбинированное загрязнение песчаной грунтовой системы вызывает острый токсический эффект в отношении горчицы белой во всем ряду исследуемых концентраций веществ-загрязнителей [2]. Внесение раствора хлорида натрия даже в одиночно биологически незначимой концентрации (0,1 % по массе) значительно подавляет биологические показатели тест-культуры, отмечается снижение итоговой биомассы проросших растений, что выражается в уменьшении значений морфометрических показателей. Увеличение концентрации раствора хлорида натрия до 0,5 % по массе оказывает усиление острого токсического эффекта в отношении рассматриваемого высшего растения. Однако стоит отметить, что в этом случае во всем ряду концентраций углеводородного загрязнения значительно снижается способность семян к прорастанию.

В качестве механизма влияния происходящих физико-химических процессов может рассматриваться тот факт, что внесение в песчаную грунтовую систему раствора хлорида натрия (NaCl) вместе с дизельным топливом приводит к возникновению взаимодействий между двумя загрязняющими веществами. Наличие в грунтовой системе гидратированного иона натрия, не позволяет приближаться к поверхности кремнезема молекулам углеводов. Размер гидратированного иона натрия при своем перемещении над заряженным участком кварцевого зерна может препятствовать образованию водородных связей органических молекул с поверхностью [1]. Предположительно подобный процесс, уменьшающий количество образуемых связей, будет снижать прочность закрепления компонентов углеводородного загрязнения на поверхности кремнезема.

Таким образом, интерпретация полученных результатов аппликатного фитотестирования для всестороннего учета возможных факторов, влияющих на взаимодействия в загрязненной, песчаной грунтовой системы с высшим растением, должна проводиться с учётом возникающих взаимодействий между компонентами песчаной грунтовой системы при внесении тех или

иных загрязняющих веществ. Физико-химические процессы, происходящие в исследуемой грунтовой системе, будут определять итоговую биологическую реакцию используемого высшего растения Горчицы белой (*Sinapis A.*), определенную по результатам аппликатного фитотестирования.

Литература

1. Айлер Р. Химия кремнезема: Пер. с англ. – М: Мир, 1982. Ч. 1,2 – 416 с.
2. Григорьева И. Ю., Морозов А. В., Гладченко М. А. Физико-химические процессы, происходящие на поверхности кварцевого песка при внесении загрязнения и их влияние на результаты фитотестирования // Грунтоведение. — 2022. — Т. 19, № №2. — С. 27–39.
3. Григорьева И.Ю., Федосеева Е.В., Морозов А.В., Садов С.С. О необходимости изменения подходов к оценке классов опасности грунтов-отходов // Геоинфо. Электронный журнал. – 2019. № 26.
4. Лисичкин Г.В. и др. Химия привитых поверхностных соединений // – М.: ФИЗМАТЛИТ, 2003. – 592 с.
5. Матыченков И.В., Хомяков Д.М., Пахненко Е.П., Бочарникова Е.А., Матыченков В.В. Подвижные кремниевые соединения в системе почва-растение и методы их определения. М.: Вестник Московского Университета. Серия 17. Почвоведение. 2016, №3. С. 37-46.
6. Одум Ю. Основы экологии / Пер. с англ. М.: Мир, 1975. 328 с.
7. Пиковский Ю.И. Природные и техногенные потоки углеводов в окружающей среде. М.: Изд-во Московского ун-та, 1993. – 208 с.
8. Солнцева Н.П. Добыча нефти и геохимия природных ландшафтов. – М.: Изд-во МГУ, 1998. – 376 с.
9. Столбова В.В., Берегела Д.В. Взаимосвязь фитотоксичности со свойствами тестируемых почв, содержащих группу полициклических ароматических углеводов // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2015. № 2. С. 35–41.
10. Терехова В.А., Воронина Л.П., Кирюшина А.П., Морачевская Е.В., Кыдралиева К.А. Стандартный алгоритм измерений фитотестов: уч-ное пособие. — М., 2021 г. — 58 с.

МЕТОДИЧЕСКИЕ ТРУДНОСТИ И ПЕРСПЕКТИВЫ ПРИМЕНЕНИЯ ФИТОТЕСТИРОВАНИЯ ДЛЯ ОЦЕНКИ ЭКОТОКСИЧНОСТИ ГОРОДСКОЙ ПЫЛИ

*Николаева О.В.¹, Кулачкова С.А.², Чистова О.А.¹,
Астайкина А.А.²*

*Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова,
Учебно-опытный почвенно-экологический центр, Моск. обл., Россия
Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова,
факультет почвоведения, Москва, Россия
nikolaevalisovitskaya@gmail.com, kulachkova_sa@inbox.ru*

Способность растений реагировать на экзогенные воздействия лежит в основе метода фитотестирования, а изменение параметров роста и развития растительных организмов в испытуемых пробах относительно контроля позволяет количественно оценить экотоксичность тестируемых объектов.

Фитотестирование является одним из наиболее востребованных и методически проработанных методов оценки экотоксикологического состояния почв. Однако крайне мало известно о потенциале применения фитотестирования для оценки экотоксичности городской пыли [3]. Цель данной работы – рассмотрение возможностей применения фитотестирования для оценки экотоксичности городской пыли, выявление методических трудностей и предложение возможных путей их решения. В основу работы положены рекомендации по фитотестированию почв [4], которые корректировались с учетом свойств пыли, а также собственный опыт по оценке фитотоксичности пыли.

Термин «городская пыль» подразумевает совокупность твердых частиц, аккумулирующихся на поверхности земли в условиях города [13]. К основным источникам пыли в городах относят пыление почв и грунтов, автотранспорт, выбросы промышленных предприятий, строительство и снос зданий и сооружений, цветение растений. Применение противогололедных реагентов на дорогах города также вносит серьезный вклад в усиление образования пыли, вызывая разрушение почвенных агрегатов. В составе пыли обнаруживаются зерна силикатов, карбонаты, органические остатки разной степени разложен-

ности, гифы и конидии грибов, пыльца [5, 8], а также целый комплекс техногенных соединений – продукты истирания шин автомобилей и дорожного полотна, микропластик, другие загрязняющие вещества, преимущественно связанные с автотранспортом – тяжелые металлы (ТМ), нефтепродукты (НП), легкорастворимые соли, полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) и др. [12]. Таким образом, городская пыль представляет собой сложную гетерогенную субстанцию из частиц естественного и техногенного происхождения. Многие из веществ, входящих в состав пыли, являются доказанными токсикантами по отношению к живым организмам.

С чем связана актуальность оценки экотоксичности пыли? Распространяясь в окружающей среде пыль не может не оказывать воздействие на функционирование растительных организмов и эффективность их экологических функций. Кроме того, от стабильности существования растений, зависит существование других организмов в цепях питания. Известно, что наибольшей пылевой нагрузкой в крупных городах характеризуются территории вблизи дорог и автомагистралей. Так, концентрация пыли в метровой зоне от дорожного полотна в Москве в сотни раз превышает значения для фоновых территорий [5]. Недавним исследованием было показано, что элементный состав пылевых отложений на окнах многоэтажного здания г. Москвы в целом аналогичен составу дорожной пыли [9]. Это свидетельствует об интенсивности ее распространения не только в горизонтальном, но и в вертикальном направлении.

Целесообразно ли применение фитотестирования для оценки экотоксичности пыли? Анализируя базовые физические, физико-химические и химические свойства пыли Москвы, можно сказать, что она характеризуется схожими с почвами значениями рН и электропроводности, отличается меньшим содержанием органического углерода [1, 2] и, вероятно, большей гидрофобностью в силу состава из-за наличия продуктов истирания шин, микропластика, обогащенности нефтепродуктами. Что касается влагоемкости, то собственные исследования показали схожесть пыли и почв по этому параметру. Несмотря на обогащенность пыли техногенными компонентами, ее минеральная основа и наличие органического вещества делает возможным использование пыли для роста и развития растений. Исследования по изучению экотоксичности поверхностного слоя почв придорож-

ных территорий г. Москвы (0–3 см), находящихся в условиях интенсивного поступления пыли [10], показали целесообразность их использования для оценки экотоксичности тестируемых объектов.

Способ реализации метода — водная вытяжка или твердый субстрат? Найденное нами исследование по оценке фитотоксичности пыли Гонконга [14] предполагает получение водных вытяжек из пыли. Известно, что степень извлечения химических веществ с помощью водной экстракции зависит от ряда факторов: степени растворимости соединений, формы их нахождения, свойств самой матрицы тестируемого объекта. Ключевые загрязняющие вещества в составе городской пыли характеризуются высокой контрастностью в плане растворимости. Наименьшее извлечение характерно для НП и ПАУ, слабое — для ТМ, а наиболее полное — для легкорастворимых солей. На степень извлечения данных соединений будут оказывать влияние и параметры тестируемой среды — pH, гранулометрический состав пыли, содержание органического углерода.

Исследования по тестированию почв, загрязненных НП и ТМ, подтверждают, что водные вытяжки демонстрируют значительно меньшие значения токсичности по сравнению с реализацией тестов непосредственно в почве [7]. В работе [6] анализировалась токсичность почв, искусственно загрязненных ТМ, с использованием *Sinapis alba* L. (горчицы белой) как тест-культуры. Было показано, что средние значения токсичности почв, рассчитанные на основе исследований водных экстрактов, были в два раза меньше по сравнению с прямыми контактными (аппликатными) исследованиями в почве. Аналогичные данные получены при сравнении элюатных и контактных способов биотестирования почв из импактной зоны среднеуральского металлургического комбината [11]. Кроме того, получение водных вытяжек не отражает реальные условия среды, в которых будут произрастать растения, что, вероятно, будет сказываться на интенсивности экотоксичности пыли.

Можно заключить, что для исчерпывающей оценки экотоксичности пыли, характеризующейся сложным поликомпонентным составом, стоит рекомендовать аппликатные методы биотестирования, реализованные непосредственно на твердых субстратах.

Стоит отметить, что при фракционировании городской пыли и тестировании тонких фракций существенной проблемой для реализации метода может стать смачиваемость образцов и их малый вес.

Выбор тест-культуры. При фитотестировании пыли аналогично тестированию почв стоит руководствоваться зональным подходом и выбирать культуры из списка рекомендованных для целей фитотестирования. При этом нельзя исключать разнообразие фитозффектов в зависимости от культуры. Прежде всего, к тест-культурам предъявляются требования чувствительности к загрязняющим веществам в тестируемых объектах и способности реагировать на изменение факторов среды. В найденных исследованиях по оценке экотоксичности пыли анализировалась чувствительность культур *Brassica chinensis* L.— капуста китайская и *Lolium perenne* L. — райграс пастбищный к ТМ в пыли и различным факторам среды: рН, ионный состав, гранулометрический состав. Важно отметить, что не было найдено публикаций, характеризующих реакцию перечисленных организмов на НП и соли противогололедных реагентов, присутствующие в городской пыли. При этом существует серия работ по изучению экотоксичности почв, подтверждающая чувствительность данных культур к указанным загрязняющим веществам. Учитывая данные результаты, стоит ожидать чувствительность организмов к названным токсикантам и в городской пыли, значительный вклад в составе которой приходится на долю почв.

Выбор контроля. В качестве контроля для элюатных биотестов используется дистиллированная вода либо культуральные среды, не содержащие загрязняющих веществ. При реализации аппликатных способов биотестирования, в частности при тестировании почв, существуют два подхода. Согласно подходу ISO, в качестве контроля используют искусственную почву, состоящую из 69% кварцевого песка, 20% каолиновой глины, 10% сфагнового торфа, 1% карбоната кальция. Согласно другому подходу, выбирают незагрязненную (фоновую) почву, так как ее свойства способны оказать воздействие на рост и развитие тест-культуры в контрольной пробе.

Существующие методические рекомендации по реализации биотестирования элюатным способом являются подходящими для способов биотестирования водных экстрактов образцов пыли.

Однако для аппликационного способа стандартизованного контроля пока не существует.

Нам представляется логичным создание контрольных образцов по типовым размерным фракциям частиц, составляющих пыль. Если исследование не предполагает выделение какой-либо фракции пыли, то можно выбирать контроль, соответствующий доминирующей фракции в исследуемом объекте. Альтернативным подходом может быть определение экотоксичности почв с внесенной пылью. В данном случае исходная почва до внесения пыли может выступать контролем. Такой подход представляется наиболее целесообразным, так в целом отражает реальные условия поступления пыли на поверхность почв в городах, что впоследствии и оказывает влияние на растительные организмы. Тестирование пыли самой по себе может быть менее информативно.

Обеспечение достоверности результатов фитотестирования пыли. Как и для почв, при фитотестировании пыли крайне важно обращать внимание на достоверность результатов. Чем больше варьирование результатов, тем большее количество повторностей можно рекомендовать. Международными стандартами предписывается использование, как минимум, 3-5 повторностей эксперимента при минимуме в 10 семян на одну повторность. Поэтому стоит рекомендовать проведение прикидочного эксперимента для определения разброса в данных и определения нужного количества повторностей. С этой целью стоит обратить внимание на вес собираемой пыли и использовать культуры, семена которых характеризуются небольшим размером. В силу большой гетерогенности пыли мы ожидаем, что варьирование данных будет более сильное, чем в почвах, что может привести к увеличению рекомендуемого числа повторностей. При пробоподготовке также стоит обратить внимание на гомогенизацию образцов пыли путем перемешивания исходной пробы, так как разный гранулометрический состав в повторностях эксперимента может существенно влиять на результаты. Известно, что наиболее тонкие фракции пыли характеризуются наибольшим содержанием загрязняющих веществ.

Можно заключить, что на данный момент в международной литературе сведения о фитоксичности твердых пылевых отложений, собранных с различных поверхностей в городе, крайне малочисленны. Необходимо проведение исследований в данном

направлении. Фитотестирование имеет высокий потенциал для экотоксикологической оценки пыли в силу ряда причин: растения – неотъемлемый компонент устойчивого функционирования городов и понимание их состояния крайне важно; фитотестирование характеризуется доказанной чувствительностью к широкому спектру поллютантов, присутствующих в пыли; растения могут демонстрировать дифференцированные экотоксикологические эффекты в зависимости от свойств среды.

Представляется своевременной разработка стандартов по биотестированию пыли с целью унификации получаемых результатов. Одним из наиболее важных вопросов, требующих первоочередного решения, является вопрос выбора контроля. Учитывая поликомпонентность пыли и большое разнообразие присутствующих в ней загрязняющих веществ с различным потенциалом перехода в водные экстракты, для корректной оценки экотоксичности стоит рекомендовать аппликатные способы биотестирования, реализуемые непосредственно на твердых пылевых субстратах. Стоит отметить, что масса образца пыли также может стать существенным ограничением.

Финансирование. Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 22-24-00211, <https://rscf.ru/project/22-24-00211/>.

Литература

1. Власов Д.В., Касимов Н.С., Кошелева Н.Е. Геохимия дорожной пыли (Восточный округ Москвы) // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5. География. 2014. № 3.
2. Доклад «О состоянии окружающей среды в городе Москве в 2021 году» / Под ред. Кульбачевского А.О. М. 2022.
3. Николаева О.В., Кулачкова С.А., Астайкина А.А., Федосеева Е.В., Терехова В.А. Экотоксичность городской пыли: существующие практики и перспективы применения биотестирования. // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2022. № 3.
4. Николаева О.В., Терехова В.А. Совершенствование лабораторного фитотестирования для экотоксикологической оценки почв // Почвоведение. 2017. № 9.
5. Прокофьева Т.В., Шишков В.А., Кирюшин А.В., Калущин И.Ю. Свойства твердых (пылеаэрозольных) атмосферных выпадений

- придорожных территорий г. Москвы // Известия РАН. Сер. Географическая. 2015. № 3.
6. Пукальчик М.А., Терехова В.А., Карпухин М.М. и др. Сравнение элюатных и контактных методов биотестирования при оценке почв, загрязненных тяжелыми металл(оид)ами // Почвоведение. 2019. № 4.
 7. Leitgib L., Kálmán J., Gruiz K. Comparison of bioassays by testing whole soil and their water extract from contaminated sites // *Chemosphere*. 2007. Vol. 66. p. 428–434.
 8. Kolesnikova, V.M., Salimgareeva, O.A., Ladonin, D.V., Vertyankina, V.Y., Shelegina, A.S. Morphological and Mineralogical Characteristics of Atmospheric Microparticles and Chemical Pollution of Street Dust in the Moscow Region // *Atmosphere*. 2023. V. 14. p. 403.
 9. Nikolaeva O., Kuznetsova T., Karpukhin M. et al. Elemental composition of sediments on exterior window surfaces along vertical gradient in Moscow // *Science of The Total Environment*. 2022. Vol. 825. p. 153999.
 10. Nikolaeva O., Tikhonov V., Vecherskii M. et al. Ecotoxicological effects of traffic-related pollutants in roadside soils of Moscow // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2019. Vol. 172. p. 538–546.
 11. Prudnikova E. V., Neaman A., Terekhova V.A. et al. Root elongation method for the quality assessment of metal-polluted soils: Whole soil or soil-water extract? // *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*. 2020. Vol. 20. p. 2294–2303.
 12. Van Bohemen H.D., Van de Laak W.H.J. The influence of road infrastructure and traffic on soil, water, and air quality // *Environmental Management*. 2003. Vol. 31. p. 50–68.
 13. Wang J., Yu J., Gong Y. et al. Pollution characteristics, sources and health risk of metals in urban dust from different functional areas in Nanjing, China // *Environmental Research*. 2021. Vol. 201. p. 111607.
 14. Wang W.H., Wong M.H., Leharne S. et al. Fractionation and biotoxicity of heavy metals in urban dusts collected from Hong Kong and London // *Environmental Geochemistry and Health*. 1998. Vol. p. 185–198

ВЛИЯНИЕ МОДЕЛЬНОГО РАСТВОРА ОДНОКЛЕТОЧНЫХ ВОДОРОСЛЕЙ, ИМИТИРУЮЩИХ ЦВЕТЕНИЕ, НА НЕКОТОРЫХ ГИДРОБИОНТОВ

Пачулия В.Б., Денисюк А.В., Житкова А.А., Тригуб А.Г.

*Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего образования московский государственный университет технологий и управления имени К.Г. Разумовского (Первый казачий университет), факультет биотехнологий и рыбного хозяйства, Москва, Россия
pyrochek123@yandex.ru*

Цветение водоемов в значительной степени определяется региональными особенностями водного объекта: климат, солнечная радиация, глубина, гидродинамика, морфометрия, водохозяйственная деятельность, состав и структура биоценозов. Цветение, с экологической точки зрения, является следствием неконтролируемого роста цианобактерий и некоторых водорослей [1-3]. Одноклеточные водоросли и бактерии в некотором количестве присутствуют в каждом естественном водоеме. Нормальной считается концентрация 100–1000 клеток на один миллилитр, зависимо от их размера. Во время цветения в одном миллилитре может находиться до нескольких миллионов клеток [4].

Цветение водоемов наблюдается во всех природно-климатических зонах Земли, северные и арктические регионы не составляют исключения. Эффект эвтрофикации оказывает негативное воздействие на рыбохозяйственный и рекреационный потенциал водоёмов, а также на системы очистки воды из водных объектов для питьевого водоснабжения и является важнейшим фактором отрицательного влияния человеческой деятельности на водные объекты.

В данной работе были проведены исследования по влиянию модельного раствора водорослей, имитирующих цветение, на пресноводном зоопланктоне *Daphnia magna* и бокоплавах *Hyalolella azteca*.

Для культивирования дафний и бокоплавов использовали водопроводную биологизированную воду. Воду предварительно

дехлорировали путем отстаивания и аэрировали микрокомпрессором до достижения концентрации растворенного кислорода не менее 6 мг/дм³. Для биотестирования использовались дафнии в возрасте до 24 ч. Бокоплавов в эксперименте использовали в возрасте до 30 суток. Рачки в эксперимент отбирались из тары для культивирования.

Таблица 1. Динамика выживаемости рачков *D. magna* при воздействии суспензии водорослей при имитации цветения за 15 суток эксперимента

сут ки	Показатель	Количество выживших, N=15, среднее из 3х повторностей						
		Конт роль	разбавление, кол-во раз					10,0
			б/р**	1,5	2,0	3,0	5,0	
0	M±m	5,0(-)	5,0(-)	5,0(-)	5,0(-)	5,0(-)	5,0(-)	5,0(-)
	% отклонения от контроля	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
	Td	-	-	-	-	-	-	-
3	M±m	5,0(-)	0,0(-)	0,0(-)	0,0(-)	0,0(-)	4,0(±1,0)	5,0(-)
	% отклонения от контроля	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	80,0	100,0
	Td	-	-	-	-	-	1,73	-
7	M±m	5,0(-)	0,0(-)	0,0(-)	0,0(-)	0,0(-)	0,0(-)	4,6(±0,5)
	% отклонения от контроля	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	93,3
	Td	-	-	-	-	-	-	1,0
10	M±m	5,0(-)	0,0(-)	0,0(-)	0,0(-)	0,0(-)	0,0(-)	4,6(±0,5)
	% отклонения от контроля	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	93,3
	Td	-	-	-	-	-	-	1,0
15	M±m	5,0	0,0(-)	0,0(-)	0,0(-)	0,0(-)	0,0(-)	4,6(±0,5)
	% отклонения от контроля	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	93,3
	Td	-	-	-	-	-	-	1,0

M – среднее значение показателя, m – доверительный интервал, Td при $p \leq 0.05$ – достоверность, Tкрит. – 2,45 (***) – без разбавления.

Суспензию водорослей в различных разбавлениях, наливали в стаканы по 250,0 см³ (опыт) и в чашки Петри объемом 300 см³. Другие сосуды наполнялись таким же объемом отфильтрованной воды из емкостей для культивирования (контроль). Повторность в опыте и контроле была трехкратной.

По результатам исследований (табл. 1), установили, что в диапазоне (без разбавления – 5 раз) гибель рачков составила 100% начиная с третьих суток эксперимента. При разбавлении в 10 раз выживаемость рачков составила практически 100%. Таким образом, можно заключить, что оптимальное разбавление суспензии водорослей, не приводящее к гибели тест-организмов, составляет в 10 раз.

В конце эксперимента (15 сутки) измеряли линейные размеры, а также плодовитость рачков в пересчёте на одну самку (табл. 2).

Таблица 2. Воздействие суспензии водорослей на линейные размеры и плодовитость рачков на 15 сутки эксперимента

Р	Разбавление, кол-во раз	Среднее из 3-х повторностей						Плодовитость на 1 самку		
		Длина, мм			Ширина, мм			M±m	%	Td
		M±m	%	Td	M±m	%	Td			
F0	контроль	3,3 (0,2)	100	-	2,1 (0,1)	100	-	14,3 (0,1)	100	-
	б/р**	0,0	0,0	-	0,0	0,0	-	0,0	0,0	-
	1,5	0,0	0,0	-	0,0	0,0	-	0,0	0,0	-
	2,0	0,0	0,0	-	0,0	0,0	-	0,0	0,0	-
	3,0	0,0	0,0	-	0,0	0,0	-	0,0	0,0	-
	5,0	0,0	0,0	-	0,0	0,0	-	0,0	0,0	-
	10,0	4,5 (0,1)	136	9,5*	2,7 (0,1)	129	6,8*	17,5 (0,2)	112	3,5*

(*) разбавления, где отличие показателя от контроля статистически значимо (уровень значимости 0,05) M – среднее значение показателя, m – доверительный интервал, Td при p≤0.05 – достоверность, Tкрит. – 2,45 (**) – без разбавления.

По результатам измерений линейных размеров (табл. 2) установлено, что при разбавлении в 10 раз, как по длине, так и по ширине различия от контроля были достоверны. Рачки были заметно больше. По показателю плодовитости рачков на одну самку, также были установлены достоверные различия от контроля. Плодовитость, при разбавлении в 10 раз, была на 12% выше.

Таблица 3. динамика выживаемости бокоплавов *Hyalella azteca* при воздействии суспензии водорослей за 15 суток эксперимента

Сутки	Показатель	Количество выживших, N=15, среднее из 3х повторностей				
		Контроль	разбавление, кол-во раз			
			Б/р**	2,0	5,0	10,0
0	M±m	5,0(-)	5,0(-)	5,0(-)	5,0(-)	5,0(-)
	% отклонения от контроля	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
	Td	-	-	-	-	-
5	M±m	5,0(-)	0,0(-)	0,0(-)	4,5(±0,7)	5,0(-)
	% отклонения от контроля	100,0	0,0	0,0	90,0	100,0
	Td	-	-	-	1,0	-
7	M±m	5,0(-)	0,0(-)	0,0(-)	4,5(±0,7)	5,0(-)
	% отклонения от контроля	100,0	0,0	0,0	90,0	100,0
	Td	-	-	-	1,0	-
10	M±m	5,0(-)	0,0(-)	0,0(-)	4,5(±0,7)	5,0(-)
	% отклонения от контроля	100,0	0,0	0,0	90,0	100,0
	Td	-	-	-	1,0	-
15	M±m	5,0(-)	0,0(-)	0,0(-)	4,5(±0,7)	5,0(-)
	% отклонения от контроля	100,0	0,0	0,0	90,0	100,0
	Td	-	-	-	1,0	-

M – среднее значение показателя, m – доверительный интервал, Td при $p \leq 0.05$ – достоверность, Tкрит. – 2,45 (***) – без разбавления.

По результатам выживаемости бокоплавов *Hyalella azteca* при воздействии суспензии водорослей, имитирующих цветение, было установлено, что без разбавления и при разбавлении в 2 раза все рачки погибли уже на третьи сутки. При разбавлении в 5 и в 10 раз выживаемость рачков составила практически 100% (табл. 3).

Таким образом, можно заключить, что бокоплавов наиболее толерантны к высоким концентрациям суспензии водорослей, имитирующих цветение. Вероятнее всего, это связано с тем, что *H. azteca* является сапротрофом и наиболее устойчива к высокому содержанию органических веществ по сравнению с ветвистоусыми рачками *D. magna*.

Для снижения цветения водоемов могут быть применены следующие методы:

1. Создание специальных гидротехнических сооружений – биоплато, на котором создаются условия для развития сообщества высших водных растений (тростник обыкновенный, рогоз узколистый, сусак зонтичный) [6].

2. Глубокое удаление азота и фосфора из состава сточных вод, сбрасываемых в водный объект, в том числе с использованием для этих целей таких экзотических видов растений, как *Elodea canadensis*, *Myriophyllum spicatum*, *Lythrum salicaria*, *Eichhornia crassipes* [7].

3. Механическая очистка ложа водоема от иловых отложений и удаление зарослей в наиболее заболоченных участках водного объекта для интенсификации водообмена, повышения скорости течения.

4. Повышение культуры земледелия, сопровождающееся уменьшением стока биогенов с сельскохозяйственных угодий, а также создание локальных очистных сооружений сточных вод с сельскохозяйственных полей, садов и огородов, автомоек и т.д.

5. Создание каскадов прудов необходимого объема в верховьях водного объекта с целью обеспечения внутреннего водообмена, соблюдения экологического баланса и биологического равновесия водохранилища.

6. Оксигенация воды для восстановления нормального кислородного режима в водоеме, осуществляемая при помощи насыщения водной толщи кислородом. Для ликвидации бескислородной области, обогащенной продуктами анаэробного рас-

пада и биогенными веществами, успешно может применяться принудительная аэрация [8].

7. Комплексная оценка состояния окружающей среды. В соответствии с требованиями FISU в целях обеспечения безопасности необходима широкая зона мониторинга за химическими и биологическими угрозами. Для обеспечения экологического мониторинга окружающей среды рекомендовано приобретение и размещение автоматизированной станции контроля загрязнения воды, гидрологического комплекса и автоматической метеорологической станции с их интеграцией в единую систему мониторинга [9].

8. Биологическая реабилитация водоемов. Схема биологической реабилитации водоёмов включает ежегодные действия, направленные на поглощение загрязняющих веществ, улучшение санитарного состояния, предотвращение "цветения" воды, биологическую мелиорацию высшей водной растительности и, наконец, вылов рыбы и прочих биологических объектов.

Литература

1. Steffen, M.M.; Belisle, B.S.; Watson, S.B.; Boyer, G.L.; Wilhelm, S.W. Status, causes and controls of cyanobacterial blooms in Lake Erie. *J. Great Lakes Res.* 2014, 40, 215–225.
2. Heisler, J.; Glibert, P.M.; Burkholder, J.M.; Anderson, D.M.; Cochlan, W.; Dennison, W.C.; Dortch, Q.; Gobler, C.J.; Heil, C.A.; Humphries, E.; et al. Eutrophication and harmful algal blooms: A scientific consensus. *Harmful Algae* 2008, 8, 3–13.
3. Cook, K.V.; Li, C.; Cai, H.; Krumholz, L.R.; Hambright, K.D.; Paerl, H.W.; Steffen, M.M.; Wilson, A.E.; Burford, M.A.; Grossart, H.-P.; et al. The global *Microcystis* interactome. *Limnol. Oceanogr.* 2020, 65, S194–S207.
4. Романов Э. В., Лелецкий А. В. Цветение водоёмов: причины и последствия // Достижения науки и образования. – 2019. – № 1 (42). – С. 6-7.
5. Woodland RJ, Thomson JR, Mac Nally R, et al., (2015) Nitrogen loads explain primary productivity in estuaries at the ecosystem scale. *Limnology and Oceanography* 60, 1751- 1762.
6. Водозаборно-очистные сооружения и устройства / под ред. М.Г. Журбы. – М.: АСТ, 2003. – 569 с.

7. Пластинина Е.В., Дягелев М.Ю., Непогодин А.М. Информационное управление при определении технологии очистки сточных вод на предприятиях жилищно-коммунального хозяйства // Коммуникации в информационном обществе: проблемы и возможности: сб. науч. ст. / Чуваш. гос. пед. ун-т им. И.Я. Яковлева; Республикан. ин-т высш. шк. – 2017. – С. 201–2.
8. Неверова-Дзиопак, Е. (2003). Теоретическое, методологическое и инженерное обеспечение охраны поверхностных вод от антропогенного эвтрофирования. Дис. ... д.т.н. СПб., 342 с.
9. Никитин О. В. и др. Обоснование природоохранных мероприятий по реабилитации и сохранению экологического благополучия озера Средний Кабан города Казани //Георесурсы. – 2012. – №. 7 (49). – С. 51-56.

РОГОЗ (*TYRHA L., TYRHASEAE*) – КАК БИОИНДИКАТОР ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ДЕЛЬТЫ РЕКИ ДОН

*Польшина Т.Н.¹, Невидомская Д.Г.²,
Минкина Т.М.², Краснова А.Н.³*

¹*Южный научный центр РАН, г. Ростов-на-Дону, Россия*

²*Южный федеральный университет, г. Ростов-на-Дону, Россия*

³*Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина РАН,
Ярославская обл., Некоузский р-н, п. Борок, Россия
tanja0701@mail.ru*

В современный период значительно возрастает уровень антропогенных воздействий на водные объекты. Прибрежно-водные растения, благодаря способности аккумулировать различные химические вещества, становятся удобными объектами для использования метода биоиндикации в решении задач экологического мониторинга водоемов.

В дельте Дона расположен мегаполис – Ростов-на-Дону, который является крупным промышленным центром Российской Федерации, где ведущими отраслями являются топливно-энергетический комплекс, машиностроение и металлообработка, химическая и пищевая промышленность. В связи с чем антропогенная нагрузка на все компоненты ландшафта очень высока. Несомненно, это сказывается на экологической пластичности природной гидрофильной флоры и определяется комплексом морфофизиологических особенностей, которые позволяют растительным организмам приспосабливаться в техногенных условиях.

В историко-геологическом прошлом гидрофильные флоры Нижнего Дона и Нижней Волги объединялись. На эти события указывает фоссильная водно-болотная растительность древнеэвксинских (черноморских) отложений [3]. В голоцене ландшафт района исследования сильно изменился с появлением в этих местах человека и его хозяйственной деятельности [1]. Впоследствии с развитием территорий гидрофильные экосистемы находились под постоянным антропогенным прессом, в результате сброса промышленных, сельскохозяйственных сточных вод, рекреаций и других загрязнений, что отрицательно сказалось на сохранении многих прибрежно-водных растений, в том числе рогозов [6].

Представители рода рогоз (*Typha* L.) являются типичными компонентами современных аквальных растительных сообществ. Рогозы представляют собой многолетние, довольно крупные прибрежно-водные травы с длинным, горизонтально ползучим корневищем. Для рода Рогоз (*Typha* L.), как и для всего семейства Typhaceae, характерным является тип соцветия початок.

В региональных определителях [2, 4, 10] для района исследования указывалось только три вида рогоза: *Typha latifolia* L., *T. angustifolia* L., *T. laxmannii* Lerech. Эти данные не соответствуют современному видовому составу рода *Typha* L., поскольку антропогенный фактор вызвал трансформацию гидрофильной флоры [6].

Уже на протяжении нескольких лет в береговой зоне Таганрогского залива и дельты Дона проводится инвентаризация видового состава рода *Typha* L. В районе исследования выявлены новые виды: *Typha caspica* Pobed, *T. pontica* Klok. fil & Krasnova, *T. foveolata* Pobed, *T. australis* Schum. & Thonn, *T. grossheimii* Pobed, *T. angustata* и подтверждены ранее известные: *T. laxmannii* Lerech, *T. latifolia*. [5-8].

Впервые на территории дельты Дона и Таганрогского залива Азовского моря в популяциях рогоза отмечено появление элементарных морфологических аномалий, локализованных в генеративных органах – пролификация, «ветвистость» (Рисунок 1А, 1Б, 1В) [9].

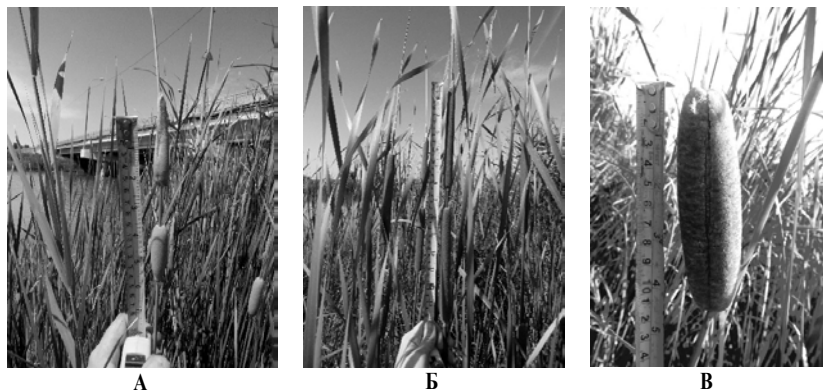


Рисунок 1. Элементарные морфологические аномалии рогоза (*Typha* L.) – А, Б – пролификация и В -ветвистость

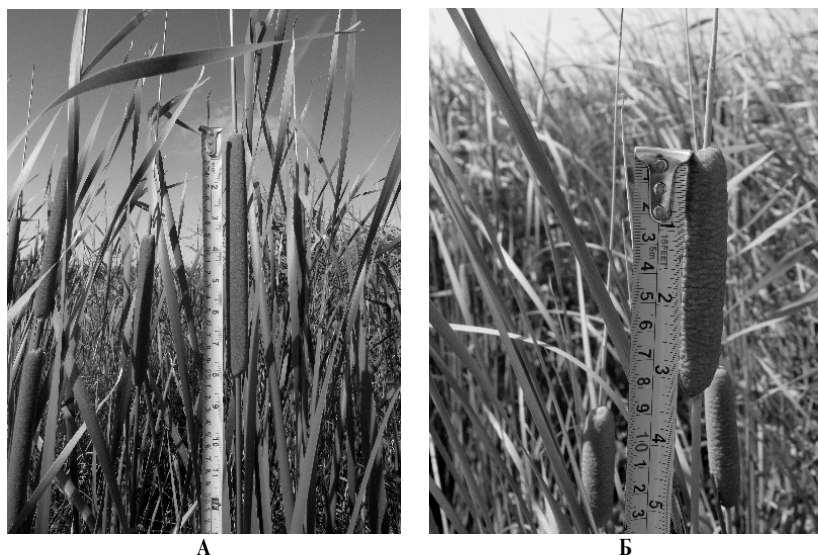


Рисунок 2. Нормальные особи растений: А – *T. australis* Schum. et Thonn, Б – *T. laxmannii* Lepech.

Пролификации пестичных початков представляют собой 2-3 и более мутовчато расположенных структур на оси цветоноса – *T. australis* Schum. et Thonn, *T. pontica* Klok. fil. et A. Krasnova, *T. laxmannii* Lepech. Тип аномалии «ветвистость» – разделение цветоложа пестичной части соцветия – *T. grossheimii*. Данный вид аномалии встречается в *Typhaceae* редко и может указывать как на деградацию соцветия и отмирание вида, так и на образование новой тератогенной структуры [8].

Массовое появление аномалий в роде рогоз *Typha* L. на юге европейской России связывается с антропогенным фактором. В гидрофильной флоре речных долин и устьевых участков рек юга Европейской России в результате усиленного загрязнения во взаимосвязи с экологическими и климатическими особенностями территорий Нижнего Дона, наметились тенденции трансформации среди доминирующих видов рода *Typha* L.

Исследованы природные и антропогенные факторы экосистемы дельты реки Дон и устьев малых рек бассейна Азовского моря, определяющие адаптивный потенциал растений-макрофитов к воздействию тяжелых металлов на примере рогоза

Лаксмана (*Typha laxmannii* Lerech) и рогоза южного (*Typha australis* Schum. и Thonn). Оба вида рогоза способны накапливать высокие концентрации Zn, Cd, Ni, Pb [13].

Typha australis Schum и Thonn является видом, который активно распространился на нарушенных местообитаниях водной системы Дельты Дона. Рогоз формирует плотные и высокопродуктивные популяции, которые уменьшают видовое разнообразие [11-12, 14].

Исследования показали положительную корреляцию между содержанием тяжелых металлов и наличием морфометрических и изменений у растений. На контрольной площадке валовое содержание Zn, Cr, Pb, Cu, Cd и Mn не превышает ПДК данных металлов.

Определены статистически достоверные морфометрические показатели растений *Typha laxmannii* Lerech с контрольных и загрязненных площадок. Морфометрические параметры *Typha laxmannii* Lerech варьировали в широких пределах. (Таблица 1). В контроле высота репродуктивного побега составила от 117 до 152 см, в среднем – 140 см. В местообитании с высокой антропогенной нагрузкой высота репродуктивного побега составила от 80 до 200 см, в среднем – 116 см. Форма пестичной части соцветия овальная, продолговато-яйцевидная или цилиндрическая, светло-коричневая. Длина пестичной части изменчива и колеблется в пределах на контрольной площадке от 7 до 10 см., диаметр – 1,2-1,5см., на загрязненной площадке мониторинга длина початка от 3,5 до 8,5 см., диаметр – 0,5-2,4см. Нормальные растения на загрязненной площадке по внешнему виду находились в угнетенном, деформированном состоянии.

Сравнительный анализ морфометрии *Typha laxmannii* Lerech с контрольных и загрязненных площадок в большинстве случаев показал статистические различия. Для исследуемых параметров коэффициент вариации для выборки нормальных растений не превышает 10% (таблица 1). Для выборки аномальных растений на фоне загрязнения наблюдается более значительная вариация исследуемых параметров до 21,6%, однако она так же не превышает 25% порог. Таким образом, статистический анализ дает дополнительную и вполне достоверную информацию о морфологических изменениях, происходящих в растениях *Typha laxmannii* Lerech.

Таблица 1. Статистические параметры морфометрических характеристик растений *Typha laxmannii* Lереш с контрольных и загрязненных площадок мониторинга при $n=50$, $P=0,95$

Переменная	Растения с контрольных площадок мониторинга			Растения с загрязненных площадок мониторинга		
	Высота початка, см	Диаметр початка, см	Высота побега, см	Высота початка, см	Диаметр початка, см	Высота побега, см
Среднее	7,91	1,38	140,00	6,17	1,92	116,76
Доверительный интервал среднего	$\pm 0,31$	$\pm 0,03$	$\pm 4,57$	$\pm 0,44$	$\pm 0,14$	$\pm 9,43$
Медиана	7,50	1,40	144,50	6,50	2,00	109,50
Минимум	7,00	1,20	117,00	3,50	0,50	80,00
Максимум	10,00	1,50	152,00	8,50	2,40	200,00
Стандартное отклонение	0,83	0,09	12,24	1,18	0,38	25,25
Коэффициент вариации, %	10,0	6,5	8,7	19,2	19,8	21,6

Проведенные биоиндикационные исследования по устойчивости естественных популяций видов рода Рогоз (*Typha* L.) на побережье Таганрогского залива Азовского моря и морского края дельты реки Дон позволили выявить территории с различной категорией загрязнения. Установлено, что виды рогоза способны накапливать высокие концентрации тяжелых металлов и могут быть использованы для фиторемедиации загрязненных территорий.

Финансирование. Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РНФ № 20-14-00317, <https://rscf.ru/project/23-14-45025/>.

Литература

1. Величко А.А. Эволюционная география: проблемы и решения. М.: ГЕОС, 2012.
2. Григорьевская А.Я., Стародубцева Е.А., Хлызова Н.Ю., Агафонов В.А. Адвентивная флора Воронежской области Изд-во Воронежского госуниверситета, 2004.

3. Горецкий Г.И. Аллювиальная летопись Великого Пра-Днепра. М.: Наука, 1970.
4. Зернов А. С. Иллюстрированная флора юга Российского Причерноморья. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2013.
5. Краснова А.Н., Ефремов А.Н., Польшина Т.Н. Об аномалиях в соцветии рода рогоз *Typha* L. (Typhaceae) // Природные ресурсы Арктики и Субарктики. 2019, Том 24. № 1.
6. Краснова А.Н., Польшина Т.Н. Аномалия пролификации у видов рода *Typha* L. крайнего юга европейской России // Самарская Лука: проблемы региональной и глобальной экологии. 2017, Том 26. № 2.
7. Краснова А.Н., Польшина Т.Н. Гибриды и аномалии рогозов (*Typha* L., Typhaceae) юга Европейской России // Наука и образованию 2016, № 2.
8. Краснова А.Н., Польшина Т.Н. Редкая аномалия "ветвистость" *Typha Grossheimii* Pobed. гидрофильного рода *Typha* L. (Typhaceae) // Природные ресурсы Арктики и Субарктики. 2020, № 25(3).
9. Федоров А.А. Тератология и формообразование у растений. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1958.
10. Флора Нижнего Дона (определитель). Часть 2. / Под редакцией Г.М. Зозулина, В.В. Федяевой. Ростов н/Д. Изд-во: РГУ, 1985.
11. Angeloni, N.L., Jankowski, K.J., Tuchman, N.C., Kelly, J.J. Effects of an invasive cattail species (*Typha x glauca*) on sediment nitrogen and microbial community composition in a freshwater wetland // FEMS Microbiology Letters. 2006, Vol. 263. p. 86–92.
12. Craft, C., Krull, K., Graham, S. Ecological indicators of nutrient enrichment, freshwater wetlands, Midwestern United States (US). Ecological Indicators. 2007, № 7. p.733–50.
13. Minkina, T.M., Fedorenko, G.M., Nevidomskaya, D.G., Fedorov Yu A., Pol'shina, T.N., Fedorenko, A.G., Chaplygin, V.A., Mandzhieva, S.S., Ghazaryan, K.A., Movsesyan, H.S., Hassan, T.M. Adaptive potential of *Typha laxmannii* Lepech to a heavy metal contaminated site // Plant and Soil. 2021, №. 465(1-2). p. 273–287.
14. Zedler, J.B., Kercher, S.M. Causes and consequences of invasive plants in wetlands: opportunities, opportunists, and outcomes // Crit. Rev. Plant Sci. 2004, № 23. p. 7–22.

**ВЛИЯНИЕ КАРБОНАТА КАЛЬЦИЯ НА
ФИТОТОКСИЧНОСТЬ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В
КРАСНО-ЖЁЛТЫХ ФЕРРАЛИТНЫХ ГРУНТАХ
СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЗЕМЕЛЬ ЮГО-
ВОСТОЧНЫХ ГОР ЛОНГКУАН СЫЧУАНЬСКОЙ
ВПАДИНЫ (КИТАЯ)**

Пэн Ичжоу, Григорьева И.Ю.

*Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова,
геологический факультет, Москва, Россия
354151007pyz@gmail.com, ikagrig@inbox.ru*

В настоящее время диагностика состояния окружающей среды не обходится без проведения экотоксикологических исследований, и одним из способов оценки является определение степени токсичности почвы (МР 01.019-07..., 2007) [1]. Для её оценки используется множество различных методов, одним из которых является метод фитодиагностики. Фитодиагностика или диагностика с помощью растительных организмов, представляет объективный способ оценки не только плодородия, но и экологических функций почвы. Показатели развития растений дают информацию об изменении свойств почвы и нарушении разнообразных экологических функций, о степени пригодности почвы для растений и наличии загрязняющих веществ. В данной работе было оценено фитотоксическое воздействие тяжелых металлов на сорго и масличный рапс на сельскохозяйственных почвах, развитых на красно-жёлтых ферраллитных породах с различным содержанием карбоната кальция.

Объекты и методы исследования

Для исследований были отобраны 16 обобщенных проб грунтов кор выветривания, развитых на материнских породах 4 различных геологических возрастов (среднеюрского J_{2s}, позднеюрского J_{3s} J_{3p} и раннемелового K_{1c}). Все эти грунты, представляющие собой продукты выветривания красно-жёлтых ферраллитных пород, были отобраны на территории сельскохозяйственных земель в юго-восточных горах Лонгкуан в пределах Сычуаньской впадины Китая.

В качестве тест-культур были выбраны сорго (*Sorghum bicolor*), которое является основной местной продовольственной культурой; и масличный рапс (*Brassica napus*), являющийся основной товарной культурой. Обе культуры рекомендованы для тестирования в соответствующих международных стандартах. Оценка фитотоксичности проводилась согласно нормативному документу «Качество почвы. Определение токсического воздействия загрязняющих веществ на всхожесть и рост на ранних стадиях высших растений» (ГОСТ Р ИСО 18763-2019) [4].

Перед проведением биотестирования был выполнен анализ функциональной организации территории в пределах участков отбора проб.

В исследуемом районе располагаются в основном сельскохозяйственные и лесные угодья, в радиусе 5 км от места отбора проб нет фабрик либо иных промышленных предприятий. Источником поступления загрязняющих веществ могут являться химические удобрения, пестициды и навоз крупнорогатого скота, используемые местными фермерами в процессе сельскохозяйственного производства. Так, по результатам предыдущих исследований известно, что содержание As, Cd, Hg, Pb в кормах превышает стандарт) [8].

Для всех исследуемых образцов были оценены основные показатели физических и физико-химических свойств, а также содержание тяжелых металлов. Для всех 16 образцов характерно высокое сходство по плотности, величинам рН, Eh, максимальной молекулярной влагоемкости и содержанию органического углерода. Плотность исследуемых грунтов изменяется в диапазоне 2,36-2,51 г/см³; рН 8,25-8,87; Eh 515-584 МВ; максимально-молекулярная влагеёмкость 11-14% и содержание органического углерода 0,61-1,95%. Содержание карбоната кальция в образцах значительно варьирует, в соответствие с чем все образцы можно условно разделить на три группы (таблица 1): самое низкое содержание 0,4-2,1% (имеют образцы 2-А, 2-В, 3-А и 3-В); затем 6,7-14% (отмечено в образцах 7-А, 7-В, 8-А, 8-В, 1-А и 1-В); самое высокое содержание 25,6-34,1% (характерно для образцов 4-А, 4-В, 5-А, 5-В, 6-А, 6-В).

Таблица 1. Содержание тяжелых металлов в исследуемых образцах по данным рентгенофлуоресцентного анализа

Геологический возраст	образцов	Mo	Cd	Zr	Nb	Sr	Rb	Pb	As	Zn	Cu	Ni	Cr	V	Hg	Be	Co	Sb
		ppm																
К1С	4-А	0.6	0.26	120	8	108	48	11	12.09	46	11	23	37	65	0.04000	1.5	10	0.69
	4-В	0.5	0.22	103	8	91	54	10	12.75	47	12	30	45	71	0.00760	2.0	10	0.73
	5-А	0.4	0.21	137	5	110	44	9	9.09	23	9	13	20	50	0.02200	1.0	6	0.49
	5-В	0.3	0.31	81	5	134	44	7	9.13	22	8	12	21	51	0.00275	0.9	6	0.36
	Т6-А	4.7	0.31	155	10	99	65	14	26.17	64	18	32	52	67	0.01700	2.2	13	1.11
	Т6-В	0.6	0.43	137	10	109	68	15	13.08	63	21	34	55	66	0.00950	2.4	15	0.92
Жр	7-А	0.5	0.18	206	14	124	108	21	18.74	83	28	40	71	90	0.04250	2.3	15	1.06
	7-В	0.6	0.24	193	14	124	110	22	18.54	88	28	40	74	98	0.05000	3.0	15	1.21
	Т8-А	0.6	0.28	208	14	120	107	20	16.45	83	32	43	75	89	0.04500	2.3	21	1.24
	Т8-В	0.6	0.32	196	15	125	113	24	19.06	89	28	43	76	100	0.09450	3.9	15	1.27
Жз	Т1-А	2.1	0.51	175	14	192	112	22	14.68	97	32	45	82	76	0.0135	2.4	16	1.16
	Т1-В	1.2	0.50	192	16	158	128	23	13.25	102	34	43	83	75	0.00250	2.7	17	1.00
Жз	2-А	1.3	0.18	259	17	123	143	26	22.70	113	40	47	97	120	0.01450	3.1	18	1.55
	2-В	1.3	0.33	615	15	123	65	19	13.66	74	31	27	55	80	0.00335	3.0	9	0.87
	Т3-А	1.3	0.49	211	17	138	133	31	17.79	137	40	45	89	98	0.01120	3.1	17	1.63
	Т3-В	1.2	0.53	234	16	147	111	26	16.41	104	39	39	78	90	0.00700	2.3	16	1.20
ПДК(КНР)		6	0.6	/	/	/	/	170	20	300	100	60	250	150	1	15	24	3
фон		1.288	0.283	349.7	24.19	193.8	130.4	50.22	14.8144	133.9	45.65	46.4153	101.6	136.91	0.22845	2.9	20	1.38

Примечание: Жирным шрифтом выделены значения, превышающие ПДК для земель сельскохозяйственного назначения (по стандартам КНР); серой заливкой даны клетки для образцов, содержание металлов в которых превышает фоновые.

Согласно полученным результатам рентгенофлуоресцентного анализа (РФА, XRF) общее содержание тяжелых металлов (см. табл. 1), при сравнении их с содержанием в материнских породах, с региональными фоновыми значениями и ПДК для сельскохозяйственных земель Китая, во всех анализируемых образцах меньше фоновых, за исключением Mo, As, Cd и Be, которые выше фоновых значений. Основная причина, по которой содержание Mo и Be выше фоновых значений в большинстве образцов, заключается в том, что их материнские породы содержат слишком много Mo и Be, что приводит к высокому содержанию этих элементов в грунтах, образовавшихся в результате выветривания (для этих пород характерно быстрое физическое выветривание и очень слабое химическое выветривание в процессе почвообразования, и химический состав почвы, образовавшейся в результате выветривания, характеризуется выраженным наследованием). Высокие уровни содержания мышьяка (As) и кадмия (Cd) в образцах в основном обусловлены фосфатными удобрениями (суперфосфат кальция, фосфатный порошок, кальциево-магниевое фосфатное удобрение и т.д.) и пестицидами (арсенат свинца, субарсенат свинца), используемыми местными фермерами. Согласно ранее опубликованным

исследованиям о влиянии Cu, Zn, Cd, Pb, Ni, Hg, Cr(+6) и As на прорастание и рост различных видов растений [6, 7], уровни тяжелых металлов во всех образцах, кроме As и Cd, не подавляли прорастание и рост растений. Однако As является высокотоксичным элементом, и даже изменения в малых дозах могут оказывать значительный стрессовый эффект на прорастание и рост растений, и он оказывает синергетический эффект на ингибирование роста растений, когда присутствует вместе с Cd. Поэтому в данном исследовании в качестве основных загрязнителей рассматривалась смесь мышьяка (As) и кадмия (Cd).

Основными параметрами, изучаемыми в экспериментах, были скорость прорастания, длина корней и длина побегов. Кроме того, температура в лаборатории и содержание влаги в исследуемой почве контролировались в начале и в конце эксперимента таким образом, чтобы температура эксперимента всегда поддерживалась на постоянном уровне +25°C, а влажность всегда была больше максимально-молекулярной влагоемкости для каждого образца и составляла 60 % от полной влагоемкости. Для контрольной группы использовался инертный субстрат с дистиллированной водой, все испытуемые и контрольные группы были повторены по три раза. Для проведения эксперимента использовались планшеты, рекомендованные в нормативном документе и изготовленные компанией ООО «Европолитест».

На подготовительном этапе эксперимента были проведены тесты на всхожесть семян и выбраны местные семена сорго и рапса со всхожестью более 90%; грунт был измельчен, доведен до пастообразного состояния (с влажностью 60% от полной влагоемкости) путем добавления дистиллированной воды и уложен в планшеты; в каждый планшет помещалось через равные промежутки по десять семян; проращивание проводилось в темноте в течение четырех дней при постоянной температуре +25°C. Пробы на влажность были взяты до и после испытания.

Результаты исследования и их анализ

Результаты фитотеста представлены на рис. 1 и 2.

В условиях различного содержания карбоната кальция в красно-жёлтом ферраллитном грунте (26 и 0,4–2,1%), с увеличением концентрации As (от 9,09 до 26,17 ppm), рост корней сорго и масличного рапса значительно ингибировался, и ингибирование было особенно очевидным, когда содержание карбоната кальция составляло 0,4–2,1%. При этом ингибирование

роста побегов рапса постепенно увеличивалось с увеличением концентрации As в смешанных загрязнителях (от 9,09 до 26,17 ppm), в то время как рост побегов сорго был менее подвержен влиянию, а ингибирование роста побегов сорго было значимо, когда содержание As приближалось к 20 ppm.

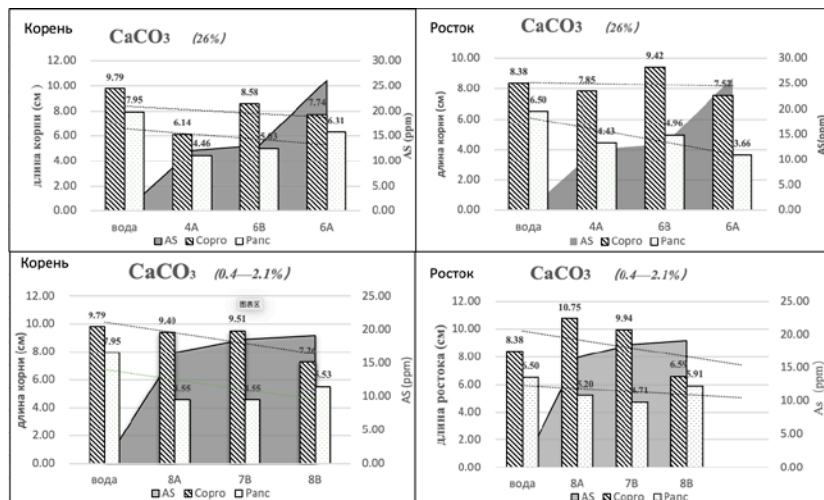


Рисунок 1. Значения анализируемых тест-параметров для сорго (*Sorghum B.*) и масличного рапса (*Brassica N.*) в грунтах с различной концентрацией загрязняющих веществ при одинаковом содержании карбоната кальция (CaCO_3 26% и 0,4–2,1%)

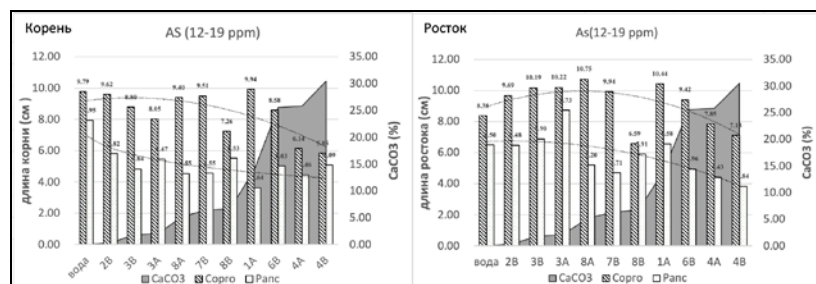


Рисунок 2. Значения анализируемых тест-параметров для сорго (*Sorghum B.*) и масличного рапса (*Brassica N.*) в грунтах с различным содержанием карбоната кальция при одинаковой концентрации загрязнителя (As 12-19 ppm)

Когда концентрация As в смешанных загрязнителях в красно-жёлтом ферраллитном грунте составляла 16,41–19,06 ppm, а содержание карбоната кальция было менее 25%, загрязнители оказывали незначительное влияние на рост корней сорго, а когда содержание карбоната кальция в грунте постепенно увеличивалось примерно до 25%, рост корней сорго начинал значительно подавляться. Ингибирующий эффект на рост корней масличного рапса медленно увеличивался и стабилизировался по мере увеличения содержания карбоната кальция в исследуемых грунтах.

Рост всходов сорго значительно стимулировался при постепенном увеличении содержания карбоната кальция в образцах до 5% при концентрации As от 16,41 до 19,06 ppm в смешанных загрязнителях в желто-красных ферраллитных грунтах. Продлевающий эффект постепенно снижался при содержании карбоната кальция в образцах от 5% до 25%, а образцы с содержанием карбоната кальция более 25% начинали оказывать значительное ингибирующее действие на проростки сорго. До концентрации карбоната кальция в образцах менее 14% загрязняющие вещества не оказывали существенного влияния на рост побегов рапса, а выше 14% загрязняющие вещества начинали оказывать на них существенное ингибирующее действие.

Среди тяжелых металлов, содержащихся в тестируемых образцах, большее влияние на рост и прорастание сорго и масличного рапса оказывал мышьяк (As), к которому масличный рапс был более чувствителен, чем сорго.

Заключение

На основании приведенных выше результатов можно сделать следующие общие выводы:

- содержание карбоната кальция в анализируемых грунтах может существенно влиять на получаемые результаты фитотестирования;
- недоучет наличия и уровней содержания этого минерала во многом затрудняет интерпретацию получаемых результатов;
- необходимо дальнейшее изучение механизма физико-химического влияния карбоната кальция на рост и развитие высших растений в красно-жёлтых ферраллитных грунтах, развитых в пределах Сычуаньской впадины.

Литература

1. Биотестирование в экологическом контроле / под ред. В.А. Тереховой / В.А. Терехова, Д.М. Гершкович, М.М. Гладкова, и др. — М.: ГЕОС, 2017. — 70 с.
2. Лабораторные работы по грунтоведению: уч. пособие / Под ред. В.Т. Трофимова и В.А. Королёва, изд. 3-е испр. и доп / В.А. Королёв, В.Т. Трофимов, Е.Н. Самарин и др. — КДУ Москва, 2017. — 654 с.
3. МР 01.019-07 "Определение интегральной токсичности почв с помощью биотеста "Эколюм". Методические рекомендации N 01.019-07" (утв. Роспотребнадзором 15.06.2007).
4. ГОСТ Р ИСО 18763-2019. Качество почвы. Определение токсического воздействия загрязняющих веществ на всхожесть и рост на ранних стадиях высших растений. — М.: Стандартинформ, 2019. — 27 с.
5. Стандартный алгоритм измерений фотоэффектов: уч. пособие// В. А. Терехова, Л. П. Воронина, А. П. Кирюшина, Е.В. Морачевская, К.А. Кыдралиева— М.: Научная Библиотека МГУ, 2021. — 58 с.
6. Effect of mixed cadmium, copper, nickel and zinc on seed germination and seedling growth of safflower / African Journal of Agricultural Research Vol. 6(5), 4 March, 2011. — pp. 1182-1187.
7. Individual and combined phytotoxic effects of cadmium, lead and arsenic on soybean in Phaeozem /Z.Q. Luan, H.C. Cao, B.X. Yan /PLANT SOIL ENVIRON., 54, 2008 (9): 403–411.
8. Survey on heavy metal concentrations and maturity indices of organic fertilizer in China /Zhang X, Meng H B, Shen Y J, Li J, Wang J R, Zhou H B, et al. /Int J Agric & Biol Eng, 2018; 11(6): 172–179.

APPLICATION OF BIOWASTE FABRICATED BIOCHAR TO ALLEVIATE NPS TOXICITY IN BARLEY CROP AND SOIL HEALTH IMPROVEMENT

***Rajput V.D.*, Bauer T., Sushkova S., Rajput P.,
Gorovtsov A., Kozmenko S.***

*Southern Federal University, Academy of Biology and Biotechnology,
Rostov-on-Don, Russia*

**rajput.vishnu@gmail.com; rvishnu@sfedu.ru*

Nutrients cycle, soil structure maintenance and carbon transformations are important process that play a crucial role to maintain soil health and its productivity. These processes mainly depend on soil microbial functionality and bio/geochemical activities [1]. Due to rapid industrialization and anthropogenic activities, soils are getting huge amount of toxic elements, those are disturbing soil biota and hampering bio/geochemical processes. Urban food waste management is becoming a recent scientific concern to utilize it for sustainable agriculture. To managing, this huge amount of urban waste is challenging issue, and in another hand, nanomaterials (NMs) are becoming environmental concerns. NMs are extremely fine particles with sizes ranging from 1-100 nm in at least two of their dimensions. At this scale, these tiny particles are exhibit appreciably unique and enhanced chemical, physical, and biological possessions. Thus, the application of nano-enhanced products; especially metal based is rapidly increasing in agriculture and [2]. Therefore, soil is becoming a sink of these tiny particles. Biochar, a well-known carbon-rich material produced by pyrolysis, has recently been demonstrated promising results for sustainable agriculture. It can enhance plant growth and improve soil health as well as be a promising method to manage environmental stresses.

Biochar-mediated bioremediation is a relatively new concept that involves using biochar as a substrate to support the growth of microorganisms that can remediate contaminants in the environment. In biochar structure, there are enough pores, large enough to be colonized by microbes [3]. For the growth and reproduction of soil microorganisms, it also includes nutrients and carbon. The selective strains of microbes exhibit ability to cope up metals stress and help

plant growth in contaminated soil. The analysis of the structural characteristics of the biochar suggest that this material may work efficiently for the restoration of contaminated soil. Utilizing biochar as a substrate material to combine with specific biochar has a number of advantages over other materials.

Thus, the abundant and affordable feedstocks (food-waste) were used to make biowaste biochar for sustainable use. The generated biochars were characterized by various techniques and determined elemental compositions. Biochar with optimal values for specific surface area and porosity was obtained by stepwise pyrolysis (new method) [4]. Series of experiments were conducted to standardized pyrolysis process to develop efficient biochars. The pyrolysis parameters such as the heating rate ($11\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$), temperature ($700\text{ }^{\circ}\text{C}$), and holding time (45 min) were established (Fig. 1). At the same time, the surface area of the biochar increased by almost three times with a change in the pyrolysis conditions. The pyrolysis condition is utmost important factor to obtain high quality biochar [4].

The model experiment was performed to observe the efficiency of biochar and metal tolerant microbes isolated from polluted site (Technosols of the dried lake Atamanskoe, Rostov-on-Don, Russia) by collecting samples from the depth of 0-5 cm. The layer wise input of biochar (2,5%) and microbes (10^{10} CFU kg^{-1}) were applied in soil filled in pot, separately and in combination.

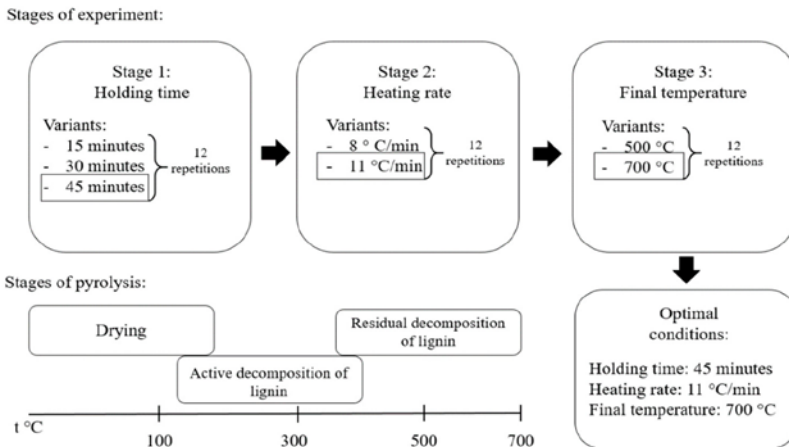


Figure 1. Scheme of experiment

A combination of biochar and microorganisms (metal-tolerated stains, i.e., *Bacillus subtilis* TR 1.5, *B. pumilus* TR 3.1, and *B. cereus* 20.1) were used and barley seeds were sown. The soils were contaminated with ZnO nanomaterials (2000 mg kg⁻¹) (Fig. 2). The barley crop was considered due its bioindicator characteristics to assess the impact of biochar and metal tolerant in Haplic Chernozem. The soils were collected from the specially protected natural area of the “Persianovsky reserved steppe” in the Rostov region, located far from possible sources of pollution [5]. All the experiments were conducted in triplicate.

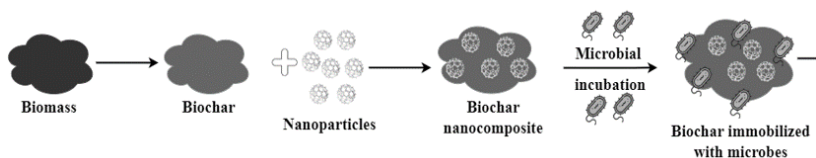


Figure 2. Preparation of nano loaded biochar composite with bacteria

The results indicated the application of bacteria improved soil health, enhanced plant growth and well as soil microbial community up to 75% compared with control treatments. Application of bacteria in polluted soil reduced the Zn plant uptake, i.e., underground parts (roots) by 20%, and in the aboveground parts of barley plants by 13%, compared to ZnO NPs polluted soil treatments. The application of bacteria also reduced the mobility of Zn compounds by 7%, due to loosely bound Zn compounds in soils. Biochar, both separately and in combination with bacteria improved the root length by 48 and 85%, and plant height by 53 and 40%, respectively, compared to the polluted control. The root length and plant height decreased by 52 and 40% in ZnO NPs spiked soil compared clean soil treatments. These results showed that the enhancing soil microbial community and input of appropriate amount of biochar might reduce the huge input of pesticides and chemical fertilizers by improving the potential of soils to cope up or recover from infestation and diseases as well as generate suppressiveness naturally. The combination could be used to remediate metal/nanomaterials polluted soils, could be effective as a soil amendment to reduce metal toxicity, enhance crop growth, and improve soil health. Further, it is recommended to fabricate biochar different types of food waste feedstocks to achieve most efficient adsorbent for pollutant elimination [6].

Acknowledgements: The study was carried out in the laboratory "Soil Health" of the Southern Federal University with the financial support of the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation, agreement no. 075-15-2022-1122.

References

1. Upadhyay, S.K., Rajput, V.D., Kumari, A., Espinosa-Saiz, D., Menendez, E., Minkina, T., Padmanabh Dwivedi, P., Mandzhieva S. Plant Growth-Promoting Rhizobacteria: A Potential Bio-Asset for Restoration of Degraded Soil and Crop Productivity with Sustainable Emerging Techniques // *Environmental Geochemistry and Health*. 2022. <https://doi.org/10.1007/s10653-022-01433-3>
2. Rajput, V.D., Singh, A., Minkina, T., Rawat, S., Mandzhieva, S., Sushkova, S., Shuvaeva, V., Nazarenko, O., Rajput, P., Komariah; et al. Nano-Enabled Products: Challenges and Opportunities for Sustainable Agriculture // *Plants*. 2021, №10. p. 2727. <https://doi.org/10.3390/plants10122727>
3. Ghadirnezhad Shiade, S.R., Fathi, A., Minkina, T., Wong, M.H., Rajput, V.D. Biochar Application in Agroecosystems: A Review of Potential Benefits and Limitations // *Environment, Development and Sustainability*. 2023. <https://doi.org/10.1007/s10668-023-03470-z>
4. Lobzenko, I., Burachevskaya, M., Zamulina, I., Barakhov, A., Bauer, T., Mandzhieva, S., Sushkova, S., Minkina, T., Tereschenko, A., Kalinichenko, V., et al. Development of a Unique Technology for the Pyrolysis of Rice Husk Biochar for Promising Heavy Metal Remediation // *Agriculture*. 2022, №12. p. 1689. <https://doi.org/10.3390/agriculture12101689>
5. Rajput, V.D., Chernikova, N., Minkina, T., Gorovtsov, A., Fedorenko, A., Mandzhieva, S., Bauer, T., Tsitsuashvili, V., Beschetnikov, V., Wong, M.H. Biochar and Metal-tolerant Bacteria in Alleviating ZnO Nanoparticles Toxicity in Barley // *Environmental Research*. 2023, p. 115243. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115243>
6. Burachevskaya, M., Minkina, T., Bauer, T., Lobzenko, I., Fedorenko, A., Mazarji, M., Sushkova, S., Mandzhieva, S., Nazarenko, A., Butova, V. Fabrication of Biochar Derived from Different Types of Feedstocks as an Efficient Adsorbent for Soil Heavy Metal Removal // *Scientific Reports*. 2023, №13 (1). 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-023-27638-9>

АНАЛИЗ ДАННЫХ О ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТИ НЕКОТОРЫХ ТЕСТ-ВИДОВ ИНFUЗОРИЙ К УСЛОВИЯМ РАЗНОЙ МИНЕРАЛИЗАЦИИ СРЕДЫ

Рахлеева А.А.¹, Данилова М.А.², Терехова В.А.¹

¹*Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова,
факультет почвоведения, Москва, Россия*

²*Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН,
Москва, Россия
a.rakhleeva@gmail.com*

Инфузории активно используются в целях биотестирования, как в нашей стране, так и за рубежом [1, 2, 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14 и др.]. Протисты и, в частности, инфузории как экспериментальные объекты обладают по сравнению с многоклеточными гидробионтами рядом преимуществ, а именно возможностью: а) вырастить в короткий срок большое количество экспериментальных клеток; б) работать с генетически однородным материалом [5]. Кроме того, простейших в силу своей двойственной природы, сочетания одноклеточности и полноценного организма, можно рассматривать как более простой экспериментальный объект по сравнению с многоклеточными организмами, при изучении которого не нужно учитывать специфику функционирования клеток различных тканей.

Анализ литературы и наши данные свидетельствуют о том, что важным фактором, влияющим на чувствительность отдельных видов инфузорий к загрязнению среды, является минерализация и рН водных растворов.

В настоящее время актуальным представляется поиск тест-организмов, пригодных для оценки токсичности среды в разных диапазонах солености и рН. Достаточно большое количество экспериментальных исследований по оценке отношения инфузорий к изменениям солености среды выполнено на представителях рода *Paramecium*. Смуровым А.О. [5] было показано, что среди изученных видов инфузорий рода *Paramecium* можно выделить, по крайней мере, четыре экологические группы:

Первая группа включает виды, способные существовать в пределах от пресной воды до солености 6-8 ‰. Виды *P. bursaria*, *P. putrinum*.

Вторая группа, которую авторы назвали «истинно пресноводными видами», это группа с видами, которые способны существовать при солености не выше 2,5 – 3 ‰. Виды *Paramecium caudatum*, *P. multimicronucleatum*, *P. jenningsi*.

В состав третьей группы входят виды, способные существовать в воде с соленостью 12 – 16 ‰. Эти виды в соленостях выше 8 – 9‰ могут только выживать, так как темп деления сильно уменьшается. Автор отнес эту группу к «метапресноводной». Виды *P. polycaryum*, *P. aurelia*.

Четвертая группа включает виды, которые можно назвать «истинно эвригалинными». Эти виды могут выдерживать прямой перенос от верхней потенциальной соленостной границы непосредственно в пресную воду. Верхняя граница потенциальной соленостной толерантности приблизительно равна океанической солености. Виды *P. calkinski*, *P. duboscqui*, *P. nephridiatum*, *P. woodruffi*.

В 2008 году Смуровым А.О. совместно с Поповой О.С. [6] была представлена тест-система для биотестирования солоноватых вод с использованием вида инфузорий *Paramecium nephridiatum*. Была изучена реакция инфузорий указанного вида, акклимированного к пресной среде и среде соленостью 12 ‰ на различные концентрации Cu^{2+} . В качестве тест-реакции была выбрана активность инфузорий. Активность определялась по способности клеток двигаться после переноса в новую соленость или в соленую воду с добавлением меди. Проведенные опыты показали, что предложенная тест-система позволяет успешно выявлять концентрации меди в среде от 2 мг/л и выше для культуры, акклимированной к пресной среде, и от 1 мг/л и выше для инфузорий, акклимированных к среде соленостью 12 ‰.

Гордеевой Ф.В. в диссертационной работе [1] исследовались реакции лабораторной культуры инфузории *Paramecium caudatum* на химический состав и комплексное загрязнение природных сред (вода, донные отложения, почвы) и отходов производства (осадки сточных вод, нефть, хлориды, шламы после нефтедобычи), а также возможности ее адаптации к нефтяному загрязнению на территории Тюменской области. Были установлены диапазоны резистентности *Paramecium caudatum* к действию pH, солености и нефти при раздельном и совместном действии, а также к комплексу химических веществ в воде, донных

отложениях и почвах в условиях варьирующего значения величины рН. Было отмечено, что по чувствительности к токсическому действию исследованных загрязняющих веществ инфузории *Paramecium caudatum* близка к ракообразным *Ceriodaphnia affinis* несмотря на то, что популяции простейших довольно устойчивы к загрязнению, что позволяет им активно участвовать в процессах самоочищения вод и почв, в частности от компонентов нефти. Таким образом, среди представителей свободноживущих инфузорий возможно выделение ряда видов, пригодных для биотестирования солоноватоводных условий.

Большой интерес представляет анализ механизмов адаптаций инфузорий к изменениям солености. Исследования показывают, что физиологической реакцией на солевой стресс у простейших, в частности инфузорий, является изменение уровня содержания белка теплового шока (БТШ). Известно, что клетки всех живых организмов в ответ на действие стрессовых факторов реагируют синтезом так называемых белков теплового шока (БТШ или HSP – heat shock proteins). Основная функция БТШ – цитопротекторная. Они способствуют адаптации организмов и их клеток к неблагоприятным воздействиям. БТШ представлены рядом семейств, различающихся по молекулярной массе, нуклеотидной последовательности генов, которыми они кодируются, и выполняемым функциям. Наиболее изученными являются БТШ с молекулярной массой 70 кДа – это так называемые БТШ70 (HSP70), обладающие весьма низкой видоспецифичностью [3].

Следует отметить, что в большинстве случаев функции БТШ70 у простейших изучаются в связи с адаптацией этих организмов к изменениям температуры окружающей среды. Однако поскольку БТШ являются универсальными цитопротекторами, возможно их использование в диагностике к различным иным неблагоприятным воздействиям, в частности к изменениям солености водной среды, в которой они обитают.

В проведенных нами исследованиях совместно с сотрудниками лаборатории изучения экологических функций почв ИПЭЭ РАН установлена высокая нестабильность жизнеспособности одних видов инфузорий и достаточно четкие воспроизводимые результаты у других.

В частности, крайне нестабильной была тест-реакция стандартизированной лабораторной пресноводной тест-культуры *Para-*

Paramecium caudatum в условиях минерализации среды даже с небольшими вариациями pH и солевого состава. Исследования проводились по стандартной «Методике определения токсичности отходов, почв, осадков сточных вод, сточных, поверхностных и грунтовых вод методом биотестирования с использованием равноресничных инфузорий *Paramecium caudatum* Ehrenberg» ПНД Ф 14.1:2:3.13-06 / 16.1:2:3:3.10-06» [4], согласно которой при определении острой токсичности устанавливают:

- среднюю летальную концентрацию отдельных веществ (кратность разбавления пробы), вызывающую гибель 50 % тест – организмов за 24 часовую экспозицию ЛК или ЛКР;
- безвредную концентрацию отдельных веществ (кратность разбавления пробы), вызывающую гибель не более 10 % тест-организмов за 24 часовую экспозицию БК или БКР.

Для оценки острой токсичности пробы рассчитывают процент погибших инфузорий (А, %) по формуле:

$$A = \frac{X_t}{X_i} \cdot 100,$$

где

X_t – количество погибших особей в тестируемом растворе через 24 часа;

X_i – количество исходных особей.

В разных партиях растворов сходной минерализации и pH, в выборке, в частности одноклеточных инфузорий – *Paramecium caudatum* Ehrenberg, регулярно используемых в практике биотестирования, значения А варьировали от 0 до 97%. В то время среди других пресноводных видов выделены более стабильные культуры.

Нестабильность чувствительности вида *Paramecium caudatum* в проведенных исследованиях, можно объяснить, с одной стороны, небольшими вариациями в характеристике испытуемых растворов, но более вероятно, такая вариабельность откликов объясняется разной степенью адаптации имеющейся лабораторной культуры инфузорий, механизмы которой недостаточно изучены.

Более надежные и воспроизводимые результаты оценки выживаемости в условиях определенной минерализации получены при испытании другого вида инфузорий, предположительно

представителя рода *Euplotes*. Есть основания полагать, что в ходе дальнейших исследований на более широком наборе проб разного уровня минерализации, будет предложена новая тест-система, максимально ориентированная на стабильность показателей выживаемости особей инфузорий в контрольной среде определенного диапазона минерализации и рН.

Литература

1. Гордеева Ф.В. Оценка токсичности воды и донных отложений водоемов и почв территории Тюменской области с использованием инфузорий *Paramecium caudatum*. Автореф. дисс. канд. биол. наук. ТГСХА. – 2010. – 24 с.
2. Никитина Л.И., Трибун М.М., Жуков А.В. Индикационное значение цилиофауны малых рек окрестностей г. Хабаровска // ВОДА: ХИМИЯ И ЭКОЛОГИЯ. 2012. – № 9. – С. 57–63.
3. Плеханов А.Ю., Смуров А.О., Подлипаева Ю.И., Иванова Л.О., Гудков А.В. Белок теплового шока пресноводных простейших и его участие в адаптации к изменению солености среды обитания // Цитология. Т. 48. – 2006. – № 6. – С. 530–534.
4. Рахлеева А.А., Терехова В.А. Методика определения токсичности отходов, почв, осадков сточных вод, сточных, поверхностных и грунтовых вод методом биотестирования с использованием равноресничных инфузорий *Paramecium caudatum* Ehrenberg» ПНД Ф 14.1:2:3.13-06 / 16.1:2:3.10-06. М.: МГУ. 2009. 34 с.
5. Смуров А.О. Соленостные адаптации инфузорий рода *Paramecium* (Ciliophora, Peniculia). Автореф. дисс. канд. биол. наук. Санкт-Петербург. ЗИН РАН. – 2006. – 25 с.
6. Смуров А.О., Попова О.С. Разработка тест-системы для биотестирования солоноватых вод // Вестник Санкт-Пет. Ун-та. Сер.3. – 2008. – Вып. 4. – С. 61– 69.
7. Фауна аэротенков (Атлас) / Отв. редактор Л.А. Кутикова. Ленинград: Изд-во Наука, 1984. 264 с.
8. Черемных Е.Г., Кулешин А.В., Кулеина О.Н. Биотестирование пищевых добавок на инфузориях // Вестник РУДН, серия Экология и безопасность жизнедеятельности. – 2011. – № 3. – С. 1–8.
9. Dutta J. Effect of cypermethrin on the growth of ciliate protozoan *Paramecium caudatum*. Toxicology International 2015; Vol.22, Issue 1. DOI:10.4103/0971-6580.172282
<https://www.researchgate.net/publication/287799410>

10. Herman P., Kiss A., Fabian I., Kalmar J., Nagy G. In situ remediation efficacy of hybrid aerogel adsorbent in model aquatic culture of *Paramecium caudatum* exposed to Hg (II) // *Chemosphere*. – 2021. – Vol. 275. – P. 1–8. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130019>
11. Madoni P., Gorbi G., Taje E. Toxic effect of chemical disinfection of wastewater on freshwater ciliates // *Acta Protozoologica* – 1998. – Vol. 37. – P. 221–225.
12. Nageswara R. A. and Mohd M. H. Cytotoxicity assessment of monocrotophos in *Paramecium caudatum* and *Oxytricha fallax* // *Journal of Environmental Biology* – 2010. – Vol. – 31(5). – P. 603–607. DOI: <https://www.researchgate.net/publication/50350001>
13. Popova O., Blaha L. Toxic effects of metals on two euryhaline ciliate species adapted to variable salinities // *Biologia* – 2015. – Vol. 70 (4). – P. 486–494. DOI:10.1515/biolog-2015-0065
14. Rouabhi R., Saci F.Z., Berrebbah H. and Djebar M.R. Toxic Effects of Combined Molecule from Novaluron and Diflubenzuron on *Paramecium caudatum* // *American-Eurasian Journal of Toxicological Sciences* – 2009. – Vol. 1 (2). – P. – 74–80. DOI: <https://www.researchgate.net/publication/242103347>

ЗАСОЛЕННЫЕ ПОЧВЫ И АДАПТИВНЫЕ СТРАТЕГИИ ГАЛОФИТОВ

Розенцвиг О.А., Нестеров В.Н., Розенцвиг В.А.

*Самарский федеральный исследовательский центр РАН, Институт
экологии Волжского бассейна РАН, Тольятти, Россия
olgarozen55@mail.ru*

Быстрый рост засоления почв является серьезной глобальной экологической проблемой, ограничивающей рост сельскохозяйственных культур, поскольку большинство из них чувствительны к высоким концентрациям солей в почве. По прогнозам, к 2050 г. засоленные территории будут занимать около половины всех сельскохозяйственных угодий [8]. Поэтому исследования солеустойчивых растений дают возможность понять механизмы регуляции солеустойчивости тех видов растений, которые можно культивировать в засоленных условиях.

Растения, приспособившиеся к жизни на засоленных почвах, называют галофитами. Главным преимуществом галофитов по сравнению с гликофитами является более эффективное противостояние негативному действию солей. Они способны расти в аридных областях, на морских побережьях, по берегам соленых озер. В пустынях галофиты существуют в условиях засоленности почвы, постоянной почвенной и атмосферной сухости, перегрева, резких суточных колебаний температур, интенсивной инсоляции, сильных ветров [1]. Широкий диапазон условий существования галофитов определяет разнообразие экологических стратегий. Среди галофитов встречаются представители разных жизненных форм – однолетние или многолетние травы, полукустарники, кустарники и деревья. По типу фиксации атмосферной углекислоты галофиты делятся на растения с C3, C4 САМ или промежуточным типом фотосинтетического метаболизма – C3/C4. По отношению к фактору засоления различают эуалофиты, криногалофиты, гликогалофиты и псевдогалофиты [4,6].

В процессе эволюции ими выработаны специальные механизмы устойчивости: 1) избирательное накопление/ исключение ионов; 2) контроль поглощения ионов корнями и транспорта в листья; 3) предотвращение накопления Na^+ (и Cl^-) в цитоплазме

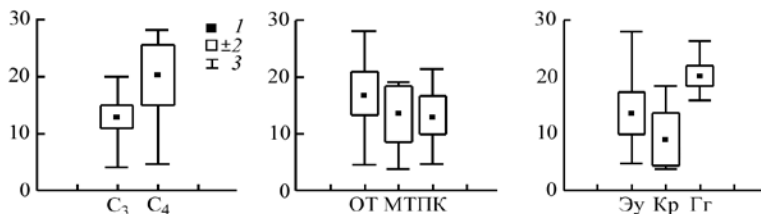
путем их вакуолярной компартментации; 4) синтез и накопление нетоксичных (совместимых) осмолитов в цитозоле; 5) изменение фотосинтетического пути; 6) индукция антиокислительной системы; 7) стимуляция фитогормонов, таких как абсцизовая и жасмоновая кислоты. Все эти механизмы реализуются на уровне целого растения, растительной ткани, и клеточно-молекулярном уровне [6]. Как правило, солеустойчивость галофитов мультигенна, и лишь в редких случаях один из механизмов имеет большее значение для способности выжить при высокой концентрации NaCl [7]. Однако не весь спектр приспособительных механизмов реализуется у разных галофитов в равной мере.

В природных экосистемах при изменении фактора засоленности субстрата от наибольшего к наименьшему, как правило, соответственно изменяется и видовой состав, который может быть охарактеризован группами, сменяющимися или дополняющими друг друга, эугалофиты → криногалофиты → гликогалофиты (или облигатные → факультативные галофиты [2]. Однако разнообразие механизмов солеустойчивости и их эффективность имеют прямо противоположный вектор. Поэтому наиболее минерализованные почвы занимают виды, приспособленные к высокой и средней степени засоленности субстрата, но их экологическая пластичность невысока, поэтому они плохо переносят конкурентную борьбу на менее засоленных участках.

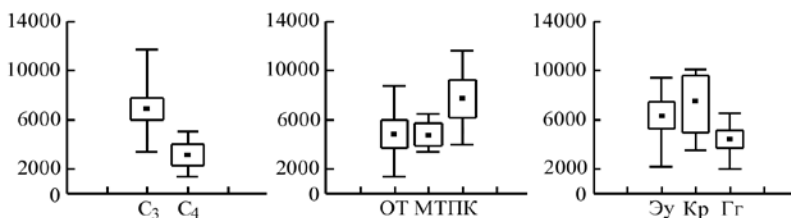
В результате многолетних исследований галофитов нами установлен диапазон изменений физиолого-биохимических признаков галофитов, представляющих разные стратегии адаптации. Ключевыми параметрами, определяющими формирование различных стратегий их адаптации, являются скорость CO₂ газообмена, содержание хлорофиллов a+b, проницаемость клеточных мембран [3, 4, 9].

Благодаря разнообразию механизмов толерантности галофиты обладают не только большим диапазоном эколого-биологических характеристик, но и широким спектром возможностей хозяйственного использования. Эти растения представляют собой важный источник масличных, кормовых, лекарственных, декоративных растений. Семена многих галофитов содержат значительные количества высококачественного масла, в которых содержание ненасыщенных (65–74%) и ряда незаменимых ЖК не уступает традиционным масличным культурам.

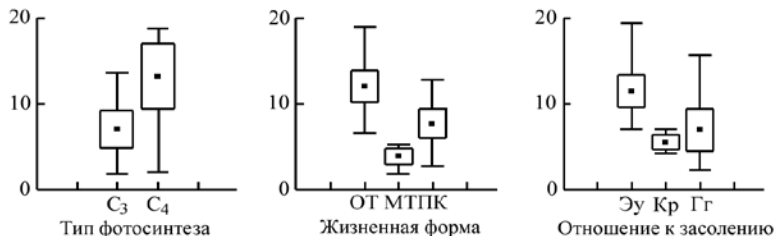
Скорость газообмена, мкмоль $\text{CO}_2/(\text{м}^2\text{с})$



Число устьиц, шт/ см^2 листа



Проницаемость мембран, % от выхода электролитов



Хл ($a + b$), мг/г сух. м.

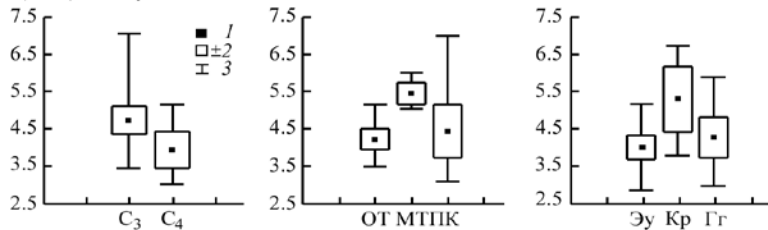


Рисунок. Средние значения скорости CO_2 газообмена, числа устьиц, проницаемости мембран и содержания хлорофиллов $a+b$. Обозначения: C_3 - C_4 – виды с разным типом фотосинтеза, ОТ– од-нолетние травы, МТ – многолетние травы, ПК – полукустарнички; Гр –гликогалофиты, Кр – криногалофиты, Эу –эу-галофиты; 1– средние значения параметра, 2 – стандартная ошибка, 3 – мини-мальные и максимальные значения параметра.

Среди галофитов обнаружено около 50 видов растений с различными лечебными свойствами. Галофиты часто используются в качестве кормов для животных, особенно в аридных регионах. Галофиты имеют большое эколого-физиологическое значение, поскольку они идеально подходят для рекультивации и ремедиации засоленных земель [5].

Полученные данные существенно расширяют наши представления о роли галофитов как индикаторов засоления, их использовании в обеспечении достаточного количества пищи для растущего населения планеты, снижение нагрузки для хозяйственно значимых солечувствительных растений и невозобновляемых ресурсов.

Литература

1. Березина Н.А. Экология растений. М.: Академия, 2009.
2. Розенцвет О.А., Нестеров В. Н., Богданова Е.С. Структурные и физиолого-биохимические аспекты солеустойчивости галофитов // Физиология растений. 2017, Т. 64, № 4.
3. Розенцвет О.А., Нестеров В.Н., Богданова Е.С., Табаленкова Г.Н., Захой И.Г. Биохимическая обусловленность дифференциации галофитов по типу регуляции солевого обмена в условиях Приэльтонья // Сибирский экологический журнал. 2016.
4. Розенцвет О.А., Нестеров В.Н., Кособрюхов А.А., Богданова Е.С., Розенберг Г.С. Физиолого-биохимические детерминанты адаптивных стратегий галофитов // Экология. 2021, №1.
5. Шамсутдинов З.Ш., Савченко КВ., Шамсутдинов Н.З. Галофиты России, их экологическая оценка и использование. М.: Эдель-М, 2000.
6. Ahmed H.A.I., Shabala L., Shabala S. Understanding the mechanistic basis of adaptation of perennial *Sarcocornia quinqueflora* species to soil salinity // *Physiologia Plantarum*. 2021, V. 172, No 4, P. 1997–2010.
7. Hasanuzzman M. et al. Halophytes and climate change: adaptive mechanisms and potential uses. CABI, 2019.
8. Ondrasek, G.; Rengel, Z. Environmental salinization processes: Detection, implications & solutions. *Sci. Total Environ.* 2021, 754.
9. Rozentsvet O.A., Kosobryukhov A.A., Zakhochiy I.G., Tabalenkova G.N., Nesterov V.N., Bogdanova E.S. Photosynthetic parameters and redox homeostasis of *Artemisia santonica* L. under conditions of Elton region // *Plant Physiol. Biochem.* 2017. V. 118. P. 385–393.
10. Tug G.N., Yaprak A.E. Halophytes as a Potential Food Source // *ANADOLU, J. of AARI*. 2017, 27 (2), P. 78 – 81.

ЗДОРОВЬЕ ПОЧВЕННОЙ ЭКОСИСТЕМЫ – ОСНОВА ОРГАНИЧЕСКОГО ЗЕМЛЕПОЛЬЗОВАНИЯ; ДОСТИЖЕНИЯ И ЗАДАЧИ В ИССЛЕДОВАНИИ ЗДОРОВЬЯ ПОЧВЕННЫХ ЭКОСИСТЕМ В РФ

Семенов А.М.

*Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова,
биологический факультет, Москва, Россия
amsemenov@list.ru*

Почвенная экосистема включает: натуральные, агроэкосистемы, селитебные. Среди агроэкосистем – конвенционная (convention, интенсивная), органическая, смешанная (переходная). В повседневном представлении органическое землепользование (ОЗ) – это землепользование с получением приемлемой величины качественного органического урожая (продукта) без применения минеральных удобрений и ксенобиотиков (за исключением мелиорантов) и генетически модифицированных организмов (ГМО). Для устойчивого функционирования почвенной экосистемы (ПЭ) в ОЗ нужно помнить и выполнять постулаты: только в здоровой почве – может быть здоровый фитоценоз; "кормить" нужно не растение, а почвенную экосистему [Рудольф Штайнер, цит. по 4]; "лечить" нужно не растение (растительные объекты – временные и разные), а почвенную экосистему, которая постоянна; не игнорировать законы природы, в частности законы и концепции общей и микробной экологии [4]. Категория здоровья почвенной экосистемы даже к концу первой четверти XXI века еще не приобрела в России должного понимания и внимания [6, 9], хотя в 2023 году в России принят федеральный закон об органической продукции, а значит и узаконивается органическое землепользование. Отметим, что научно-практическом сообществе западных стран уже сформированы институты здоровья почвы. Вместе с тем, в России есть значимые успехи в познании и использовании методов определения здоровья почвы (ЗП), диагностики и терапии. Отметим и то, что, все предложения и разработки о ЗП полностью применимы в истинно ОЗ. Применение их при интенсивном землепользовании остается актуальным, однако большинство их становятся ненужными.

Рассмотрим кратко основные успехи в разработке познания здоровья почвы в России к концу первой четверти XXI века. В самом начале XXI был разработан и запатентован метод, названный как параметр, количественного определения здоровья почвы (ЗП) – почвенной экосистемы [2, 9]. Метод базируется на идеи количественного сравнения субстрат индуцированного дыхания (СИД) двух («здоровой» и исследуемой) или более образцов почв после инициации дыхательной активности почвенного микробного сообщества (МС) гетеротрофным субстратом (глюкоза). Метод определения ЗП, основан на фундаментальной экологической концепции “нарушающие воздействия и волнообразное развитие микробных популяций и микробных сообществ (МС)” Метод опубликован в русскоязычных и англоязычных публикациях [1].

Для оценки ЗП необходимы знания не только об активности наиболее общих биотических процессов, что отражает показатель СИД почвы, но и знания о “замкнутости” циклов биофильных элементов в ПЭ, или способности ПЭ к самообеспечению биофильными элементами. Под “замкнутостью”, подразумевается способность здоровой почвенной экосистемы к локальному, циклическому самообеспечению биофильными элементами, первую очередь о соединениях азота (N) и фосфора (P). Предложен метод определения ЗП в отношении состояния самообеспечения почвы ключевыми биофильными элементами – N, P или азотно/фосфорный параметр ЗП. Расчет "азотного" и "фосфорного" параметров ЗП производится также, как и при расчете гетеротрофного параметра ЗП [3, 7].

Предложен способ выбора участка «наиболее здоровой почвы» среди смежных участков агроэкосистем. Предлагается определять концентрацию вещества, являющего «продуктом жизнедеятельности» почвенных микроорганизмов в сравниваемых образцах почвы, исходя из того, что более здоровая почва содержит большее количество искомого «продукта жизнедеятельности» (метод патентуется).

Предложена разработка роботизированного прибора для автоматизации, исключения субъективизма в определении ЗП и одновременного количественного определения эмиссии парниковых газов: CO₂, CH₄, N₂O. Описание предлагаемого прибора в патенте, который есть в открытом доступе (интернет) и автора [5].

Разработаны разные подходы для количественного измерения ЗП. Определять параметры здоровья почвенной экосистемы (почвы) уже можно, используя разные подходы: *in situ* и *ex situ*. Доминирующим способом остается способ *ex situ*, что определяется имеющимися доступными методами и приборами, традициями и др. В настоящее время возникла возможность дистанционного измерения параметров ЗП. В решении такой задачи может стать использование дистанционно управляемых аэростатов, с возможностью управляемого горизонтального и вертикального перемещения при отборе газовой фазы, эмитируемой локальной почвенной экосистемой.

Известны методы определение супрессивной активности почвенной экосистемы, методы активации (индукции) супрессивной активности ПЭ, методов оздоровления и терапии ПЭ. Супрессивная активность (СА) почвенной экосистемы – свойство известное и полезное. Отметим, что явление СА почвенной экосистемы более уместно рассматривать и обсуждать для почв *organic farming*. Даже в агроэкосистемах, использующих технологии "low input" супрессивная активность ПЭ может быть значительно подавлена. Конечно, уже известны какие-то методы определения супрессивности активности ПЭ. Однако известные методы обнаружения, оценки и использования знаний о почвенной супрессивности при несомненной их нужности и значимости имеют комплексный недостаток. Это ощутимая сложность и длительность проведения анализов (время- и трудоемкость), необходимость микробиологической лаборатории и квалифицированного аналитика – исполнителя. Это ограничивает их доступность для рядового землепользователя.

Предложены способы диагностирования состояния почвы и в первую очередь органического землепользования, методы терапии и реабилитации ПЭ. Предложены также подходы для определения здоровья ПЭ на предмет истощения ПЭ, на предмет «заинфицированности» ПЭ какими-то фито патогенами. Подходы описаны в недавних публикациях [3]. Приложена методология хронического оздоровления ПЭ путем олиготрофикации ПЭ. Технология олиготрофикация агроэкосистем, как способ осознанного управления агросистемами, применим не только к технологиям органического земледелия. Этот способ можно (и нужно!) использовать для поддержания и оздоровления любой ПЭ. Олиготрофные агроэкосистемы не только более экологичны, но

и более экономически выгодны из-за снижения невосполнимых энергозатрат на "евтрофикацию".

Проводятся исследования по разработке молекулярно биологических методов для определения ЗП и исследования по разработке способов формирования прообраза "иммунной системы" почвы [8].

Литература

1. Семенов А.М., Ван Бругген А.Х.К., Бубнов И.А., Семенова Е.В. Способ определения параметра здоровья у образцов почвы, компостов и других твердых субстратов. // Патент 2408885. РФ. 2011. <http://www.findpatent.ru/patent/240/2408885.html>.
2. Семенов А.М., Соколов М.С. Концепция здоровья почвы: фундаментально-прикладные аспекты обоснования критериев оценки // Агрехимия. 2016. № 1. с. 3–16.
3. Семенов А.М., Семенова Е.В. Почва как биологическая система и ее новая категория – здоровье // Успехи современной биологии. 2018. т. 138. № 2. с. 115–125.
4. Семенов А.М., Шаталов А.А., Семенова Е.В. О периодических колебаниях численности клеток микроорганизмов в природе и в чистой культуре: к третьему закону популяционной экологии в микробиологии // Успехи современной биологии. 2022. т. 142, № 6, с. 591-602.
5. Семенов А.М. и др. Система для количественного определения эмиссии газов из образцов почвы, компостов и других твердых субстратов // Пат. 90212. РФ. 2009.
6. Doran J.W., Sarrantonio M., and Liebig M.A., Soil health and sustainability // Adv. Agron., 1996, vol. 56, p.1–54.
7. Semenov, A.M., Semenov, V.M., and van Bruggen, A.H.C., Diagnostics of health and quality of soil // Agrokhiimiya, 2011, № 12, p. 4–20 (In Russ).
8. Semenov A.M., Djukich D.A., Lutovac M. Achievements in understanding the health of soil ecosystems in the 21st century and challenges for the future. Report at the Symposium: "Modern Trends in Agricultural Production, Rural Development, Agro-economy, Cooperatives and Environmental Protection". Vrnjačka Banja, Serbia. 29 – 30. 06. 2022.
9. Van Bruggen A.H.C. and Semenov A.M. In search of biological indicators for soil health and disease suppression // Appl. Soil Ecol., 2000, vol. 15, no. 1, p. 13–24.

ЭКОТИПЫ ШИРОКОРАСПРОСТРАНЕННЫХ ВИДОВ: ПЕРСПЕКТИВА ИСПОЛЬЗОВАНИЯ В ЭКОЛОГИЧЕСКОМ МОНИТОРИНГЕ

Стрючкова А.В., Кузнецова Н.А.

*Московский педагогический государственный университет,
Институт биологии и химии, Москва, Россия
astr2502@yandex.ru*

Биоиндикация нарушений экосистем осуществляется с помощью различных методов анализа, в том числе генетических. Метабаркодинг – один из современных молекулярно-генетических инструментов для выявления биологического разнообразия, который все чаще предлагают для экологического мониторинга [14, 6]. Однако, идентификация видов на основе нуклеотидных последовательностей часто затруднена из-за неполноты баз генетических данных, а разнообразие может неоднозначно интерпретироваться в связи с явлением промежуточного нарушения, согласно которому наибольшее видовое разнообразие свойственно слабо нарушенным, а не контрольным местообитаниям [5]. Другим подходом к биоиндикации может стать анализ генетического состава популяций широкораспространенных видов, состоящих из различных экотипов – групп особей с генетически обусловленными адаптациями [15]. Известны факты сокращения разнообразия экотипов в антропогенно нарушенной среде, например, мака-самосейки [3]. Среди экотипов в различных группах организмов встречаются, адаптированные к засолению [7] и даже устойчивые к загрязнению тяжелыми металлами [4]. Экотипы рассматривают как жизненно важное внутривидовое биоразнообразие и эволюционный потенциал [13]. Спектр экотипов популяции может отражать специфику экосистем, включая степень их нарушенности. Это должно проявляться в выпадении чувствительных экотипов и доминировании – толерантных. Данное предположение проверяли на мелких почвенных членистоногих (микроартроподах), повсеместно многочисленных и потому удобных для экологического мониторинга. Недавние исследования показали, что такие виды могут быть представлены разными генетическими линиями, приуро-

ченными к различным по нарушенности местообитаниям [11, 16]. Подобная дифференцировка линий позволяет рассматривать их как вероятные экотипы.

Во многих природных и антропогенных местообитаниях Западной Палеарктики, включая регионы степной зоны Евразии с высоким уровнем сельскохозяйственной освоенности, в сообществах коллембол преобладает *Parisotoma notabilis* sensu lato (Schäffer, 1896) [1, 9]. Этот партеногенетический вид, ставший модельным для генетических исследований, включает в себя по меньшей мере шесть генетических линий: L0, L1, L2, L3, L4-Hebert, L4-Saltzwedel [8, 10]. В Восточной Европе обнаружены генетические линии L1, L2 и L4-Hebert [12]. Оказалось, что линии дифференцированы по местообитаниям в градиенте урбанизации лес–лесопарк–городской газон. Так, в Московском регионе в лесах встречаются линии L2 и L4-Hebert, в лесопарках – все три линии одновременно, а на газонах – только L1 [2].

В данном исследовании представлены предварительные данные по составу линий *P. notabilis* в местообитаниях открытого типа разной степени нарушенности: косимые луга, залежи (10 и 30 лет) и поля (овес и озимый ячмень). Сборы проводили в центре Европейской части России (Московская и Рязанская обл.). В каждом местообитании отбирали смешанную пробу верхнего слоя почвы объемом 2 л. После экстракции коллембол на воронках Тульгрена выбирали по 7-9 особей *P. notabilis* (кроме поля с озимым ячменем, где удалось обнаружить лишь 4 особи). Генетический анализ проводили по D3-D5 региону рибосомального гена 28S, который позволяет успешно разделять уже известные генетические линии [12].

На лугах были обнаружены в основном линии L2 и L4-Hebert, на залежах – L1 и L4-Hebert, а на полях только L1 (рис. 1). Эти данные соотносятся с ранее полученным распределением: для популяций самых нарушенных местообитаний (газоны и поля) характерна максимальная доля L1, в то время как в ненарушенных местообитаниях эта линия практически отсутствует, а преобладающей становится L2.

Аналогичную реакцию на нарушение местообитаний показывают и другие микроартроподы. Так, для коллемболы *Lepidocyrtus lanuginosus*, известны три генетические линии: L1 встречается в каждом из трех исследуемых мест обитания (леса, луга, пахотные поля), L2 ограничена лесом, L3 обнаружена на

лугах и пахотных полях [16]. Экологическая специализация линий обнаружена для космополитического партеногенетического панцирного клеща *Oppiella nova*: леса и луга заселены различными генетическими линиями этого вида, а переходные местообитания колонизированы как линиями лесов, так и лугов [11].

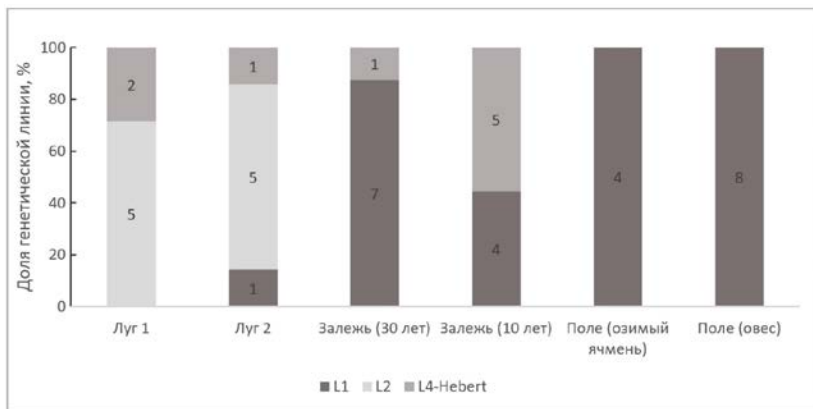


Рисунок 1. Соотношение генетических линий *P. notabilis* в нарушенных местообитаниях открытого типа. Цифры внутри столбцов обозначают количество проанализированных особей

Таким образом, в Восточной Европе популяции *P. notabilis* состоят из экотипов, приуроченных к различным по нарушенности местообитаниям, что подтверждает индикаторное значение распределения этих генетических линий. Интенсивность нарушения можно оценить по доле линии (экотипа) L1 в выборке: чем она выше, тем сильнее нарушение. По мере снижения нагрузки сокращается доля L1, и появляются линии L4-Hebert и затем L2. Преобладание экотипа L2 характеризует ненарушенное местообитание. Конкретный фактор, влияющий на такое распределение линий, пока не известен. Тем не менее, спектр экотипов можно рассматривать как один из показателей, позволяющих оценивать общее состояние лесных и открытых местообитаний и проследивать направление их изменений в экологическом мониторинге. Ввиду повсеместного распространения *P. notabilis*, особенно в Европе, его легкой морфологической идентификации (другие виды *Parisotoma* редки на территории Восточной Европы) и простого разделения на генетические ли-

нии (экотипы) по фрагментам генов COI или 28S, *P. notabilis* можно считать перспективным объектом генетического мониторинга состояния экосистем.

Финансирование. Работа выполнена при поддержке гранта РФФ № 22-24-00984.

Литература

1. Руднева О.С. Районирование степной зоны Евразии по уровню сельскохозяйственной освоенности // Известия Оренбургского государственного аграрного университета. 2016. № 3 (59). С. 164–167.
2. Стрючкова А.В. Распределение генетических линий *Parisotoma notabilis* (Collembola) в градиенте урбанизации 2023. № 4. С. 318–322.
3. Шуберт Р. Биоиндикация загрязнений наземных экосистем: пер. с нем. / Р. Шуберт, Мир, 1988. 350 с.
4. Antonovics J., Bradshaw A.D., Turner R.G. Heavy Metal Tolerance in Plants под ред. J.B. Cragg, Academic Press, 1971. 1–85 с.
5. Connell J.H. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs: High diversity of trees and corals is maintained only in a nonequilibrium state. // Science. 1978. № 4335 (199). С. 1302–1310.
6. Deiner K., Bik H.M., Mächler E., и др. Environmental DNA metabarcoding: Transforming how we survey animal and plant communities // Molecular Ecology. 2017. № 21 (26). С. 5872–5895.
7. Ievinsh G. Halophytic Clonal Plant Species: Important Functional Aspects for Existence in Heterogeneous Saline Habitats // Plants. 2023. № 8 (12). С. 1728.
8. Porco D., Potapov M., Bedos A., и др. Cryptic Diversity in the Ubiquist Species *Parisotoma notabilis* (Collembola, Isotomidae): A Long-Used Chimeric Species? // PLOS ONE. 2012. № 9 (7). С. e46056.
9. Potapov M. Synopses on Palaearctic Collembola: Isotomidae // Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Gorlitz. 2002. (73). С. 1–603.
10. Saltzwedel H., Scheu S., Schaefer I. Genetic structure and distribution of *Parisotoma notabilis* (Collembola) in Europe: Cryptic diversity, split of lineages and colonization patterns // PLOS ONE. 2017. № 2 (12). С. e0170909.
11. Saltzwedel H. von, Maraun M., Scheu S., и др. Evidence for Frozen-Niche Variation in a Cosmopolitan Parthenogenetic Soil Mite Species (Acari, Oribatida) // PLOS ONE. 2014. № 11 (9). С. e113268.

12. Striuchkova A., Malykh I., Potapov M., и др. Sympatry of genetic lineages of *Parisotoma notabilis* s. l. (Collembola, Isotomidae) in the East European Plain // *ZooKeys*. 2022.
13. Stronen A.V., Norman A.J., Vander Wal E., и др. The relevance of genetic structure in ecotype designation and conservation management // *Evolutionary Applications*. 2022. № 2 (15). С. 185–202.
14. Taberlet P., Coissac E., Pompanon F., и др. Towards next-generation biodiversity assessment using DNA metabarcoding // *Molecular Ecology*. 2012. № 8 (21). С. 2045–2050.
15. Turesson G. The genotypical response of the plant species to the habitat // *Hereditas*. 1922. № 3 (3). С. 211–350.
16. Zhang B., Chen T.-W., Mateos E., и др. Cryptic species in *Lepidocyrtus lanuginosus* (Collembola: Entomobryidae) are sorted by habitat type // *Pedobiologia*. 2018. (68). С. 12–19.

БИОЛЮМИНЕСЦЕНТНЫЙ ФЕРМЕНТАТИВНЫЙ ИНГИБИТОРНЫЙ АНАЛИЗ СТЕПЕНИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВ ПОЛЛЮТАНТАМИ

*Сутормин О.С.^{1,2}, Колосова Е.М.², Кратасюк В.А.²,
Петрова Ю.Ю.¹*

*¹Сургутский государственный университет, кафедра химии,
Сургут, Россия*

*²Сибирский федеральный университет, кафедра биофизики,
Красноярск, Россия
sutormin_os@surgu.ru*

Разработка эффективных методов экологического мониторинга почв является важной задачей в связи с тем, что существующие методы экологического мониторинга степени антропогенной нагрузки на почвенные покровы характеризуются высокой трудоемкостью и недостаточным пределом обнаружения, а достоверность получаемых результатов зачастую подвержена высокой степени влияния матричной составляющей исследуемых образцов [1]. Одним из наиболее перспективных способов решения, указанных выше проблем является использование химико-биологических методов для комплексной экологической оценки [2]. Химические методы позволяют количественно получить концентрации поллютантов, содержащихся в анализируемой пробе, и сопоставить их с уровнями предельно допустимых концентраций. Биологические методы, в том числе методы биотестирования, в свою очередь, уникальны тем, что воздействие веществ на тестируемую систему – визуальное. Визуальное воздействие часто связано с интегральной токсичностью, поскольку большинство анализов проводится на уровне организма [3]. Однако, интегральная токсичность имеет тонкий аспект, так как остается открытым вопрос о том, что важнее учитывать, например, при анализе интегральной токсичности проб почвы, общее количество токсикантов или наличие супертоксиканта, например, вещества или комплекса, который оказывает наибольшее влияние на ответную реакцию тест-объекта при исследовании образца. Кроме того, большинство используемых методов биотестирования были разработаны для проведения

токсикологических исследований водных объектов и до сих пор не понятно насколько адекватно их использование для оценки загрязнения более сложных матриц, например, почвенных проб [4]. В то же время, при оценке загрязнения почвы с использованием в качестве тест-объектов дождевых червей, границы их применимости ограничены только верхними слоями почвы, так как среда обитания дождевых червей ограничена органическим веществом [1]. Какие использовать биологические методы для оценки способности миграции почвенных токсикантов в глубинные слои почвенного горизонта также непонятно. В связи с выше перечисленным, в настоящее время существует острая необходимость в диверсификации методов биологического тестирования для оценки загрязнения почвенных образцов.

Ферментативные методы биотестирования, активность которых не зависит от наличия гумусового органического вещества, как в случае с дождевыми червями, при правильной подготовке анализируемого образца могут быть перспективными аналитическими датчиками мониторинга степени загрязнения почвенных покровов [1,4]. На примере биолюминесцентного анализа на основе ингибирования активности ферментов – люциферазы (Л) и НАД(Ф)Н:ФМН-оксидоредуктазы (Р), выделенных из светящихся бактерий, был разработан надежный экспрессный метод визуального тестирования образцов, который может выявить роль токсичных веществ или супертоксиканта в интегральных биотестах [1,4]. При этом, снижение активности сопряженной ферментной системы Р + Л хорошо коррелирует со степенью загрязнения анализируемых образцов такими веществами, как органофосфатами, нефтехимическими веществами [5], гербицидами β-трикетона [6] и тяжелыми металлами [7]. Настоящим авторским коллективом были получены предварительные результаты о влиянии часто встречающихся почвенных токсикантов на активность сопряженной Р + Л системы [8-10]. Эти результаты важны для расширения применимости Р + Л системы для токсикологической оценки сложных сред – почвенных образцов. В данной работе представлены результаты о возможности использования сопряженной Р + Л системы для экологического интегрального тестирования техногенных урбостратоземов промышленных городских территорий г. Красноярска и полнопрофильного тестирования сельскохозяйственных угодий.

Для оценки возможности использования сопряженной Р + Л системы для экологического интегрального тестирования техногенных урбостратоземов промышленных городских территорий г. Красноярска, методами химического анализа и ферментативного биотестирования были исследованы три группы урбостратоземов г. Красноярска, загрязненных фтором, мышьяком и свинцом. Результаты проведенного исследования показали, что только при оценке загрязненных мышьяком образцов почв выявлена зависимость между снижением активности ферментной Р + Л системы и изменением концентрации мышьяка. Полученные результаты показали, что чувствительность ферментной Р + Л системы к почвенным загрязнителям зависит от гранулометрических характеристик исследуемых почвенных образцов. Кроме того, растворимость свинца в образцах почвы в значительной степени влияет на результаты ферментативного анализа. Результаты ферментативного биотестирования образцов почвы, загрязненных фтором, оказались неоднозначными и требующими дальнейшего исследования. Полученные результаты проведенных исследований показывают высокую степень важности правильной пробоподготовки почвенных образцов при проведении интегрального ферментативного тестирования сложных матричных образцов на примере почвы.

При проведении биотестирования сельскохозяйственных угодий, была проанализирована активность ферментативной Р + Л системы в присутствии водных вытяжек из почвенных образцов полного профиля (от 0-125 см) сельскохозяйственного пастбища, 10-летний залежи и условно-чистого образца почвы. По результатам корреляционного анализа было показано, что ингибирующее действие полнопрофильных образцов почв на активность ферментативной Р + Л системы уменьшалось с глубиной для 10-летних залежных и целинных образцов, что связано со снижением содержания гумусового органического вещества в почве, которое является интерферируемым фактором при проведении ферментативного биотестирования. Ингибирующее влияние сельскохозяйственных пастбищ на активность ферментативной Р + Л системы было более комплексным, так как полнопрофильный горизонт содержал не только гуминовые вещества, но и поллютанты, связанные с агрохимическими методами обработки почв. Однако, учет вклада влияния гуминовых органических веществ на активность сопряженной ферментативной Р + Л

системы при полнопрофильном биотестировании почвенных образцов позволяет оценить подвижность почвенных поллютантов и степень их вымывания в глубинные подпочвенные слои.

В рамках проведенных исследований была показана возможность использования биолюминесцентного ферментативного биотестирования для выявления потенциального загрязнения полнопрофильных проб почв. Полученные результаты могут стать основой при разработке новых методик скрининга миграции загрязняющих веществ в почвенных профилях. Относительно, ферментативного биотестирования проб урбостратоземов стоит проводить подробный гранулометрический и компонентный состав отобранных образцов почв. Кроме этого, важным этапом при проведении ферментативного биотестирования является правильная пробоподготовка отобранных образцов почв, а также учет водорастворимости токсичных соединений поскольку ферментативный метод биотестирования основан на измерении токсичности водных экстрактов из почвы.

Литература

1. Kolosova, E.M., Sutormin, O.S., Stepanova, L.V., Shpedt, A.A., Rimatskaya, N.V., Sukovataya, I.E., Kratasyuk, V.A. Bioluminescent enzyme inhibition-based assay for the prediction of toxicity of pollutants in urban soils // *Environmental Technology & Innovation*. 2021. Т. 24. p. 101842.
2. Costanza, R., Jorgensen, S.E. *Understanding and solving environmental problems in the 21st century: toward a new, integrated hard problem science*: Elsevier. 2002.
3. Fernández Rodríguez, M.D., García Gómez, M.C., Alonso Blazquez, N., Tarazona J.V. Soil pollution remediation // *Encyclopedia of Toxicology*. 2014. 3. 344-355.
4. Kolosova, E. M., Sutormin, O.S., Shpedt, A.A., Stepanova, L.V., Kratasyuk, V.A. Bioluminescent-inhibition-based biosensor for full-profile soil contamination assessment // *Biosensors*. 2022. 12(5). p. 353.
5. Esimbekova, E., Kratasyuk, V., Shimomura, O. Application of enzyme bioluminescence in ecology // *Bioluminescence: Fundamentals and Applications in Biotechnology*. 2014. 1. p. 67-109.

6. Thiour-Mauprivez, C., Martin-Laurent, F., Calvayrac, C., Barthelmebs, L. Effects of herbicide on non-target microorganisms: towards a new class of biomarkers? // *Science of the Total Environment*. 2019. 684. p. 314-325.
7. Esimbekova, E.N., Torgashina, I.G., Kalyabina, V.P., Kratasyuk, V.A. Enzymatic biotesting: scientific basis and application // *Contemporary Problems of Ecology*. 2021. 14(3). p. 290-304.
8. Kratasyuk, V.A., Kolosova, E.M., Sutormin, O.S., Lonshakova-Mukina, V.I., Baygin, M.M., Rimatskaya, N.V., Sukovataya, I.E., Shpedt, A.A. Software for matching standard activity enzyme biosensors for soil pollution analysis // *Sensors*, 2021. 21(3). p. 1017.
9. Kolosova, E.M., Sutormin, O.S., Esimbekova, E.N., Lonshakova-Mukina, V.I., Kratasyuk, V.A. Set of enzymatic bioassays for assessment of soil contamination // *Doklady Biological Sciences*. 2019. 489. p. 165-168.
10. Сутормин О.С., Колосова Е.М., Немцева Е.В., Искорнева О.В., Лисица А.Е., Матвиенко В.С., Есимбекова Е.Н., Кратасюк В.А. Ферментативное биотестирование почв: сравнение чувствительности к токсикантам моно-, би- и триферментной систем // *Цитология*. 2018, Том 60, №10.

ЗДОРОВЬЕ ПОЧВ: ИНТЕГРАЛЬНЫЕ ИНДИКАТОРЫ АБИОТИЧЕСКОГО И БИОТИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ

Терехова В.А.

*Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова,
факультет почвоведения, Москва, Россия
vterekhova@soil.msu.ru*

Современное движение за здоровье почвы связывают с нефтяным кризисом 1973 года. Ограничения поставки нефти («нефтяное эмбарго») арабскими странами простимулировали новую волну интереса к почвенному микробиому, и особенно к той его части, которая могла бы восполнить дефицит азота в условиях значительного повышения цен на азотные удобрения. В последующим издавались законы о продовольственной безопасности и другие нормативные акты, включающие стимулы для внедрения минимальной и нулевой обработки почвы с целью сохранения земельного фонда и уменьшения антропогенной деградации почв.

Параллельно специалистами по качеству почв разрабатывались определения и методы, рекомендуемые для характеристики экологического качества почвы. Уже в этот период фокус внимания был на биологии почв, как неотъемлемой части методологии исследований характеристик почвы как живой экосистемы. Обсуждение качества почвы было заменено обсуждением здоровья почвы. Дано такое развернутое определение: «Здоровье почвы – это ее способность функционировать как живая система, поддерживая жизнедеятельность растений и животных, улучшать качество воды и воздуха, а также здоровье растений и животных в рамках экосистемы» [1,2].

В современной методологии нормирования воздействий и качества окружающей среды, доминирующей является биотическая концепция экологического контроля. Концентрационные характеристики химических веществ в почве являются лишь маркерами, поскольку не дают представления о степени воздействия на живые системы – организмы, биоценозы.

В Федеральном законе РФ от 21.07.2014 N 219-ФЗ *Нормативы качества окружающей среды* характеризуются положже-

ниями, прямо или косвенно относящимися к сохранению благоприятных условий для человека и живых организмов всех уровней организации (ст. 20). Цель установления нормативов оценки состояния окружающей среды ФЗ трактуется как обеспечение благоприятных условий жизнедеятельности человека, рационального использования природных ресурсов, сохранения естественных экологических систем, генетического фонда растений, животных и других организмов.

Нормативы качества окружающей среды, согласно этому закону, представлены следующими группами:

нормативы, установленные *для химических показателей состояния окружающей среды*, в том числе нормативы предельно допустимых концентраций;

нормативы, установленные *для физических показателей состояния окружающей среды*, в том числе показателей уровней радиоактивности;

нормативы *для биологических показателей состояния окружающей среды*, в том числе видов и групп растений, животных и других используемых как индикаторы качества окружающей среды организмов.

Новый взгляд на экологическое качество почвы как на состояние ее здоровья, степень нарушенности, загрязненности дало понимание, что деградированные почвы можно «исцелить». Перед процедурой «исцеления» необходимо поставить как можно более точный диагноз живой системе. Для постановки точного диагноза в системе здравоохранения обычно применяют два основных подхода: описание видимых (индицируемых) признаков нездоровья, уже проявившихся и фиксируемых специалистами, и анализ биоматериалов в лаборатории по метрологически аттестованным методикам, определяющим отклонение биологических показателей от установленной «нормы». Подобную аналогию можно применить к методологическому подходу к постановке диагноза такой «живой системе», как почва. Биоиндикация и биотестирование – два классических приема оценки экологического состояния природных сред, которые дополняют друг друга, обеспечивают полноту «диагноза» для почвы и других объектов окружающей среды. Качественные или полуквантитативные полевые наблюдения могут использоваться лишь для предварительного «диагноза» здоровья почв, выявление же конкретных причин часто требует дальнейшего количественного

лабораторного анализа. Не только биологическое разнообразие обеспечивает здоровье почвы, но не менее важную позицию в системе оценок экологического здоровья почвы занимают функциональные характеристики

За последние четыре десятилетия для изучения и количественного определения при мониторинге биологического и физического статуса здоровья почвы разработаны и усовершенствованы немало лабораторных методов анализа. Однако химические методы остаются более доступными. Они широко используются для оценки питательных веществ в почвах, содержании токсичных элементов, на них основываются рекомендации общественности по управлению. Биологические и физические методы в значительной степени остаются внутри исследовательского сообщества. Понимание необходимости более сложного подхода к оценке здоровья почвы проявляется в новых подходах и разработке интегральных индикаторов, отражающих взаимодействия между абиотическими и биологическими свойствами почвы, поскольку этими взаимодействиями определяется функционирование и здоровье почвы.

С целью выявить корреляцию между результатами разных подходов к оценке качества почв произведены расчеты индексов состояния на основе методологии ТРИАД (ИС) [3,4], интегрального показателя биологического состояния почв (ИПБС) [5], суммарного загрязнения тяжелыми металлами по Сауту Zc [6].

Суть методологии ТРИАД заключается в интеграции данных химического анализа, биоиндикации *in situ* и оценке токсичности *ex situ*. Значения ИС, ранжированные от 0 до 1, соответствуют разным категориям качества и оценкам состояния: ИС=0 – ненарушенное (фоновое); $0 < \text{ИС} < 0,30$ – слабонарушенное; $0,30 < \text{ИС} < 0,50$ – нарушенное; $0,50 < \text{ИС} < 0,79$ – сильно нарушенное; $0,79 < \text{ИС} < 1$ – необратимо нарушенное.

Значение ИПБС описывает состояние почвенных функций и выражается в процентах. Значение ИПБС 100-95% соответствует нормальному функционированию почв, выполняет свои экологические функции, при 95-90% фиксируют нарушение информационных экофункций, при 90-75% – нарушение биохимических, физико-химических, химических и целостных функций <75%.

Гигиенические показатели загрязнения почвенного покрова, в том числе, по содержанию тяжелыми металлами (Zc), рас-

смастривают прежде всего в связи с воздействиями на здоровье человека. Так, при низких значениях Zc 8–16 наиболее низкие показатели заболеваемости детей, частота встречаемости функциональных отклонений минимальна, при средних 16–32 – отмечается повышение уровня общей заболеваемости населения, высокий Zc 32–128 и очень высокий Zc >128 связывают с прогрессирующими показателями общей заболеваемости, ростом числа часто болеющих детей, детей с хроническими заболеваниями, нарушениями репродуктивной функции женщин, функционального состояния сердечно-сосудистой системы.

Исследования проводили на почве промышленной пустоши северных территорий [7]. Были проанализированы образцы почвы после обработки ремедиантами. Химические и биологические показатели почвы оценивали в нескольких вариантах обработки, включая доломит, биочар, наночастицы железа, Fe-Mn конкреции, микрочастицы железа. Контролем служила необработанная почва.

Поскольку при ИС и Zc наименее нарушенное состояние соответствуют нулевому значению, а по ИПБС норма – это максимальное значение (100%), то для сопоставления использовали модули коэффициентов корреляции.

В итоге получены следующие значения коэффициентов корреляции между полученными индексами: ИС-ИПБС – 0,994; ИС- Zc – 0,902; ИПБС-Zc – 0,874. Из высоких значений коэффициентов корреляции следует, что все три подхода дают сходную оценку эффективности ремедиантов. Несомненно, это факт придает оптимизм для использования и восприятия таких экспрессных оценок, разными способами, включая измерение содержания тяжелых металлов. Однако, такое совпадение результатов и столь высокие корреляции вряд ли можно считать общей закономерностью.

Подытоживая, следует сказать, что для описания текущего статуса и степени устойчивого функционирования биогеоценозов целесообразно использовать понятие «здоровье почв». Оно подразумевает оценку состояния, которая касается не только плодородия, но и сбалансированного функционирования всех звеньев пищевой цепи в почвенных ценозах, гомеостаз почвенных сообществ, поддержание биологического разнообразия в оптимальном состоянии. Общепринятого эталона для здоровой экосистемы не существует. В зависимости от

того, какие показатели и нормативы используют при его оценке и какие социальные потребности определяют эту оценку, состояние здоровья экосистемы может изменяться. Точный диагноз здоровью почвы во многом определяет и выбор оптимальных способов «лечения».

Финансирование. Работа поддержана грантом РФФ 22-24-00666.

Литература

1. Doran J.W., Jones A.J., editors. 1996. Methods for assessing soil quality. SSSA special publication. Soil Science Society of America, Madison, WI.
2. Doran J.W., Parkin T.B. 1994. Defining and assessing soil quality. In: J.W. Doran, S.C. Coleman, D.F. Bezdicek and B.A. Stewart, editors. Defining soil quality for a sustainable environment. Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, Madison, WI. p. 1–21. doi:10.2136/sssaspecpub35.c1.
3. Pukalchik, M.A., Terekhova, V.A., Yakimenko, O.S. *et al.* Triad method for assessing the remediation effect of humic preparations on urbanozems. *Eurasian Soil Sc.* 48, 654–663 (2015). <https://doi.org/10.1134/S1064229315060083>
4. ISO 19204:2017. Soil Quality—Procedure for Site-Specific Ecological Risk Assessment of Soil Contamination (Soil Quality TRIAD Approach) (International Standardization Org., Geneva, 2017).
5. Казеев, К. Ш., Колесников С. И., Вальков В. Ф. Биологическая диагностика и индикация почв: методология и методы исследований. 2003.. 204 с.
6. Геохимия окружающей среды/Ю. Е. Сагет, Б. А. Ревич, Е. П. Янин и др. М.: Недра, 1990. С.335 с.
7. Sergeeva, Y. D., Kiryushina, A. P., Calero, V. K., Fedorova, O. A., and Terekhova, V. A. Comparison of the efficiency of micro- and nanoparticles of zero-valent iron in the detoxification of technogenically-polluted soil. *Eurasian Soil Science* 56, 2 (2023), 238–246. DOI: 10.1134/S1064229322602037

КОМПАКТНАЯ АВТОМАТИЗИРОВАННАЯ ЛАБОРАТОРИЯ БИОТЕСТИРОВАНИЯ

Тимофеев М.А.¹, Зоткина А.В.²

¹Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН,
г. Москва, Россия

²ООО НПФ «Биогнозис», г. Москва, Россия

¹ varshavic@gmail.com, ² zontik1504@mail.ru

В сфере контроля состояния природных и антропогенных объектов большое значение приобретает разработка методов биотестирования. Биологические методы оценки не только дополняют существующие системы химико-аналитического контроля, но и являются средством получения совокупной реакции живых организмов на токсическое действие, анализ которой позволяет извлекать принципиально новую информацию о состоянии и свойствах объекта [3].

Актуальным является применение методов биотестирования в области модернизации городского водоснабжения и водоотведения. Основные требования при использовании биотестов для контроля качества воды состоят в возможности диагностики токсичных свойств воды в максимально сжатые сроки [2]. Это, как правило, требует применения специальных устройств контроля безопасности с элементами автоматизации, обеспечивающими преобразование регистрируемых тест-реакций в нормируемые величины характеристик токсичности воды.

Согласно рекомендациям для оценки качества воды, в системах хозяйственно-питьевого водоснабжения предпочтительно использование следующих тест-организмов: половые клетки млекопитающих, простейшие инфузории и тетрахимена, бактерии Е-колли, ракообразные дафнии и цериодафнии, водоросли сценедесмус и хлорелла, а также рыбы гуппи и данио [2].

Одним из современных автоматизированных экспресс биотестов является метод оценки токсичности с применением половых клеток млекопитающих *in vitro* [1]. Метод имеет ряд технологических и экономических преимуществ: экспрессность, автоматичность, технологичность хранения, доступность и экономичность культуры, высокие точностные характеристики, малые

объемы образца, работа с малопрозрачными растворами. Биотест предлагается использовать практически на всех контрольных точках технологической схемы систем водоснабжения (перед водозабором; на промежуточных стадиях процесса водоподготовки; в емкости чистой воды; из трубопроводов перед подачей в водопроводную распределительную сеть; в водопроводной сети из распределительных колонок или кранов). Разработка на той же инструментальной базе нового метода с использованием жгутиковых водорослей позволит, создать экспрессную компактную автоматизированную лабораторию биотестирования по интегральной оценке природных и техногенных сред. Так, согласно Приказу Минприроды РФ № 536 от 04.12.2014 г., регламентирующему достаточность 2-х тест-организмов разного таксономического уровня для заключения о токсичности, такая биотест-система будет удовлетворять задачам целой экотоксикологической лаборатории.

В настоящем исследовании в качестве тест-культуры использовались жгутиковые водоросли: пресноводная хламидомонада (*Chlamydomonas reinhardtii*) и солоноводная дуналиелла (*Dunaliella salina*). Измеряемая тест-функция – клеточная подвижность. Измерения проводились на анализаторе токсичности АТ-05, принцип работы которого основан на цифровом анализе микроскопических видеоизображений культуры жгутиковых клеток [1].

Оценивая возможность применения анализатора токсичности АТ-05 для измерения подвижности жгутиковых водорослей учитывались размеры клеток. Общая длина спермия быка 65-75 мкм, 5 мкм без жгутика [1], размер клеток водоросли *Ch. reinhardtii* 15-20 мкм, *D. salina* 10-20 мкм [5]. Различия незначительны, что позволило регистрировать показатели подвижности клеток водорослей в эксперименте на приборе АТ-05.

Оптимальные при наращивании водорослей температурный режим – 20-25°C, световой режим 2000-3600 лк, атмосферное давление 630-800 мм рт. ст., питательная среда Прата. Установлено, что температура при проведении эксперимента должна соответствовать 35°C, которая не только поддерживает двигательную активность на высоком уровне, но и сообщает функциональную нагрузку, увеличивающую чувствительность тест-системы [4]. Определена оптимальная концентрация клеток

тест-культуры в рабочей суспензии: *Ch. reinhardtii* – не менее $1,97 \cdot 10^4$ кл/мл и *D. salina* – не менее $2,47 \cdot 10^4$ кл/мл.

В качестве модельного токсиканта были взяты растворы соли бихромата калия ($K_2Cr_2O_7$) в диапазоне концентраций от 0,001 до 560 мг/л. Измерение параметров чувствительности к токсиканту помимо жгутиковых микроводорослей проводилось по стандартным методикам на следующих тест-культурах: простейшие *Paramecium caudatum*, культура половых клеток млекопитающих *in vitro*, ракообразные *Daphnia magna*. Наиболее чувствительны к токсиканту оказались ракообразные; далее идут жгутиковые водоросли и млекопитающие; наименее чувствительны простейшие. Таким образом, биотестирование с применением технологии АТ-05: млекопитающие и водоросли, имеют средние показатели чувствительности к негативному воздействию токсиканта (рис. 1).

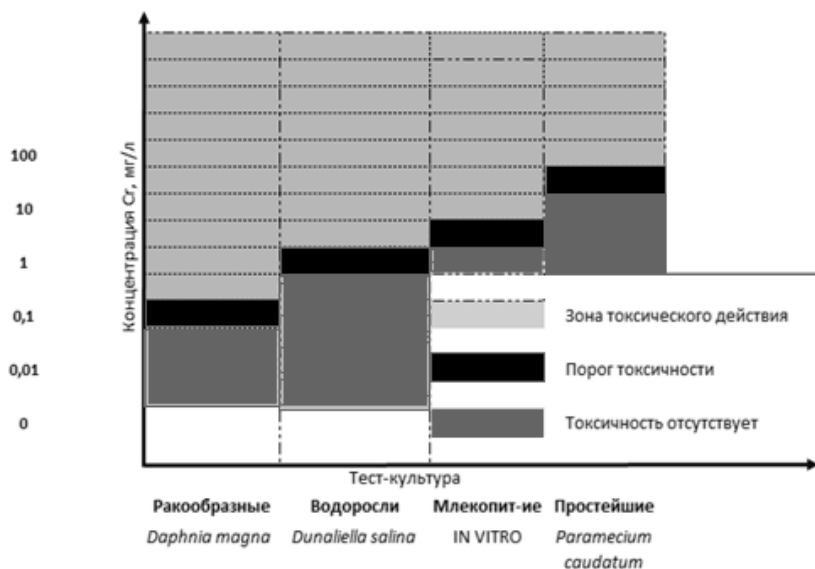


Рисунок 1. Сравнение чувствительности биотестов к бихромату калия

Стандартные способы хранения водорослевых культур трудоемки во многих отношениях. Данные недостатки позволяет преодолеть методика криопрезервации при ультранизкой темпе-

ратуре [6]. При хранении в сосуде Дьюара с жидким азотом при -196°C отсутствует необходимость в пересевании культуры и периодической проверке контроля качества на модельном токсиканте.

Итогом работы явилось создание проекта методики измерения индекса экологической токсичности проб питьевых, поверхностных, грунтовых и сточных вод, а также водных вытяжек проб почв, почвогрунтов, осадков сточных вод и отходов производства и потребления по изменению подвижности жгутиковых водорослей, приведенной к стандартам для метрологической аттестации и регистрации в государственных реестрах ФР и ПНД Ф.

Для целей дальнейшего развития серьезным преимуществом автоматизированной лаборатории является открытость для включения новых методик измерений на других жгутиковых тест-культурах (например, простейших и бактериях) в целях представления всех основных таксономических групп тест-организмов для увеличения надежности и достоверности биоконтроля, а также научной ценности.

Компактная автоматизированная лаборатория биотестирования рекомендована к установке в организациях городского водоснабжения и водоотведения в целях контроля качества воды, при очистке сточных вод предприятий, в качестве аккредитованной лаборатории в специализированных организациях, в том числе в ВУЗах и НИИ, природоохранных центрах, а также на производственных предприятиях для самоконтроля и предварительного аудита (например, экологические отделы предприятий по обращению с отходами, производители кормов животноводства или новейших материалов, в том числе наноматериалов).

Литература

1. Методика выполнения измерений индекса токсичности почв, почвогрунтов, вод и отходов по изменению подвижности половых клеток млекопитающих *in vitro* (ФР.1.31.2009.06301) М.: МГУ. 2009. – 30 с.
2. Методические рекомендации по применению методов биотестирования для оценки качества воды в системах хозяйственно-питьевого водоснабжения. МР № ЦОС ПВ Р 005-95.

3. Тимофеев М.А., Терехова В.А., Кожевин П.А. Биотестирование почв при загрязнении кадмием // Вестник Моск. Ун-та: серия 17, Почвоведение № 4, 2010. – С.178-181.
4. Черкашин С.А. Биотестирование: терминология, задачи, основные требования и применение в рыбохозяйственной токсикологии // Известия Тихоокеанского научно-исследовательского рыбохоз-го центра. 2001. Т. 128. – С. 1020-1034.
5. Bental M., Pick U., Avron M., Degani H. Metabolic studies with NMR spectroscopy of the alga *Dunaliella salina* trapped within agarose beads // Eur J. Biochem. 1990. – P. 111-116.
6. Day J.G., Jerry J.B. John. Criopreservation methods for maintaining microalgal cultures // Algal culturing techniques. Printer: Hing Yip Co. Elsevier Academic Press. 2005. – P. 165-187.

ОЦЕНКА ВЛИЯНИЯ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА И ДРУГИХ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ СВОЙСТВ НА УСТОЙЧИВОСТЬ ПОЧВ К ТЕХНОГЕННОМУ ВОЗДЕЙСТВИЮ

**Федоренко Е.С.^{1,2}, Переломов Л.В.¹, Бурачевская М.В.¹,
Козьменко С.В.^{1,2}**

*¹Федеральное государственное бюджетное образовательное
учреждение высшего образования «Тульский государственный
педагогический университет им. Л.Н. Толстого», г. Тула, Россия*

*²Федеральное государственное автономное образовательное
учреждение высшего образования «Южный федеральный
университет», г. Ростов-на-Дону, Россия
elena.fedorenko.99@mail.ru*

Техногенное загрязнение почв является проблемой, затрагивающей большинство развитых стран и отдельные территории [1,2]. Промышленное загрязнение в зависимости от интенсивности приводит к снижению плодородия, а также воздействует на экосистему в целом. Почва является наиболее объективным и стабильным индикатором техногенного загрязнения. Сильное воздействие окружающих факторов приводит к изменению первоначальных признаков почвы, таких как гумусное состояние, структура, рН среды и др. Мониторинговая оценка состояния почв в местах подверженных техногенному и антропогенному воздействию позволит наиболее полно и эффективно управлять почвенными ресурсами и поддерживать их здоровье [3]. Показатели, влияющие на плодородие почв, воздействуют на ее качество, а также позволяют спрогнозировать состояние окружающей среды и влияют на получение качественной продукции и на здоровье почв. Одним из важных факторов является органическое вещество почвы, оно оказывает существенное влияние на внутренние процессы и взаимодействие почвы с компонентами окружающей среды. Также позволяет оценить буферную способность почвы по отношению к техногенной нагрузке, помогая стабилизировать реакцию почвенного раствора и сохранить структуру твердой фазы почвы. Целью данного исследования являлась оценка устойчивости почв территории, находящейся в

зоне влияния Новочеркасской ГРЭС к техногенному воздействию на основе показателей их физико-химических свойств.

Исследование проводилось на территории, прилегающей к Новочеркасской ГРЭС в Ростовской области, оказывающей значительное влияние на экологическое состояние окружающей среды в результате выбросов потенциально токсичных элементов [4]. Объектами выбраны почвы 22 мониторинговых площадок (рис. 1), расположенных в импактной зоне НчГРЭС, которые представлены многолетними залежными участками, находящимися вдали от застроек.

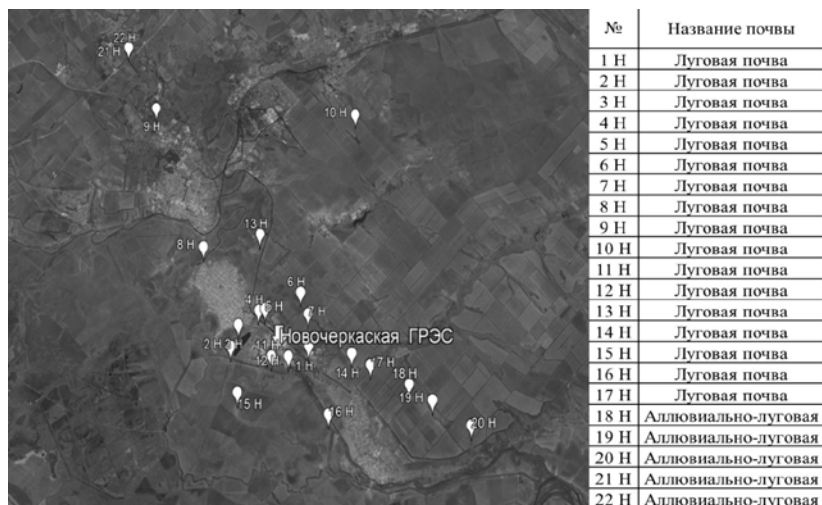


Рисунок 1. Расположение мониторинговых площадок на территории Новочеркасской ГРЭС

Наиболее распространённым типом почвы на данной территории являются луговая почва (17 мониторинговых площадок). В отобранных почвенных образцах проанализированы основные физико-химические показатели: рН потенциометрическим методом при соотношении почва: вода 1:2,5; содержание органического вещества по методу Тюрина в модификации ЦИНАО [5]; содержание карбонатов по методу Шейблера; оксиды Fe – реактивом Мера-Джексона [5]; гранулометрический состав почвы методом пипетки с пирофосфатной подготовкой пробы [6]. Для изучения устойчивости почв

к техногенному воздействию был рассчитан балл буферности по отношению к тяжелым металлам [7]. Расчет буферной способности производился по методике с оценки способности каждого из свойств почвы: реакции среды, гумуса, карбонатов, физической глины, полуторных оксидов. Низкая степень буферности считается от 11 до 20 баллов, при данном уровне накопление тяжелых металлов превышает в 4–7 фоновых соединений. При средней буферности, от 21 до 30 баллов, предельно допустимым уровнем накопления тяжелых металлов будет диапазон от 7–10 фоновых соединений. При повышенной буферности, от 31 до 40, присущей почвам богатым гумусом, предельно допустимым уровнем накопления тяжелых металлов следует считать диапазон от 10–13 фоновых соединений. Высокая буферная способность отмечается от 41 до 50 [8]. Очень высокая степень буферной способности читается от 50 баллов, она обеспечивает стабильное состояния почвы при повышенном воздействии антропогенных и техногенных факторов.

Результаты исследования показали схожесть свойств почв, отобранных на территории новочеркасской ГРЭС (табл. 1). Диапазон рН на данной территории колеблется от 7 до 8,2 и характерен преимущественно для щелочных почв.

Изменения содержания физической глины связано со свойствами отобранных почв. В луговой почве содержание физической глины колеблется от 43,2% до 64,4%, в аллювиально-луговой от 22,4% до 32,9 %. Наибольшую динамику показали данные по содержанию CaCO_3 и органического вещества почвы. Наименьшее содержание CaCO_3 отмечаются в зоне ГРЭС, где значения составляют от 0,3 до 0,8%. При отдалении от НчГРЭС более чем на 5 км значение в среднем вырастает в 2 раза и составляет в 1,3%. Наибольшие значения (2%) отмечаются на площадке № 19Н в аллювиально-луговой почве. Отмечается низкое содержание органического вещества почвы на мониторинговых площадках вблизи Новочеркасской ГРЭС. Содержание органического вещества в изученных почвах колеблется от 0,46% до 3,38%. Почвы характеризуются очень низким содержанием органического вещества (менее 2%) и низким (2–4 %) (уровни содержания органического вещества по Орлову, Гришиной [9]).

Таблица 1. Физико-химические показатели мониторинговых площадок, расположенных в импактной зоне Новочеркасской ГРЭС

Название образцов	pH	Сорг, %	CaCO ₃ , %	Физ. глина (< 0,01 мм), %	Fe ₂ O ₃	Баллы буферности	Буферность
1Н	7,4	2,4	0,5	52,1	5,74	41	высокая
2Н	7,3	1,7	0,6	51,3	1,23	24,5	средняя
3Н	7,6	2,6	0,6	63,9	6,58	50,5	очень высокая
4Н	7,8	2,5	0,5	55,7	5,18	43,5	высокая
5Н	7,6	2,5	1,3	54,8	4,81	45,5	высокая
6Н	7,5	2,4	0,9	59,4	5,56	43	высокая
7Н	7,2	2,6	0,7	53,9	5,32	43	высокая
8Н	7,3	2,9	0,3	60,0	6,33	41	высокая
9Н	8,2	2,7	1,2	56,0	5,28	45,5	высокая
10Н	7,4	2,6	0,8	55,1	4,53	43	высокая
11Н	7,3	1,3	0,3	32,9	1,96	30	средняя
12Н	7,5	1,4	0,9	44,7	4,62	36,5	повышенная
13Н	7,4	1,7	1,6	29,0	4,03	38	повышенная
14Н	7,6	2,0	0,7	43,2	4,88	39	повышенная
15Н	6,2	1,8	0,5	29,8	4,12	29,5	средняя
16Н	7,2	2,1	1,3	57,2	6,05	39,5	повышенная
17Н	7,0	1,6	1,1	64,4	7,34	42	высокая
18Н	7,1	1,5	1,2	22,4	3,95	35	повышенная
19Н	7,8	1,4	2,0	29,2	4,84	42	высокая

Было отмечено, что в радиусе 1–2,5 км от ГРЭС показатели находятся в диапазоне от 0,46% до 1,92 %. При этом показатель буферной способности на данной территории преимущественно средний. В радиусе 2,6–3,5 км отмечается увеличение содержания органического вещества в почве до 2,26%–2,57%. При отдалении от промышленной зоны более чем на 5 км, содержание органического вещества увеличивается в среднем на 0,4%. Наибольшее значение отмечается в 18 км от ГРЭС (3,38%). Буферная способность почв по отношению к техногенным нагрузкам при отдалении от НчГРЭС отмечается высокая или повышенная.

По результатам исследования отмечается стабильность некоторых свойств, однако изменения затрагивают показатели по содержанию CaCO_3 и органического вещества почвы, вследствие чего происходят и изменения буферной способности почв. Тем самым, уменьшение содержания органического вещества, а в следствие и буферной способности почв, отмечается в радиусе 1–2,5 км от ГРЭС, что связано с негативным многолетним влиянием выбросов продуктов сгорания в атмосферу. Таким образом, несмотря на природоохранные мероприятия, проводимые на предприятии, антропогенное влияние на почвы территории, прилегающих к Новочеркасской ГРЭС, остается заметным. В связи проведенным исследованием можно отметить, что воздействием техногенных факторов сказывается в большей степени на факторах, влияющих на плодородие почв в большей степени, что приводит к риску снижения качества и плодородия близлежащих сельскохозяйственных угодий.

Финансирование. Исследование выполнено при поддержке гранта Министерства образования и науки РФ на развитие молодёжных лабораторий, в рамках реализации ТГПУ им. Л. Н. Толстого программы "Приоритет 2030" по Соглашению № 073-03-2022-117/7.

Литература

1. Zhao X., Gao B., Xu D., Gao L., Yin S. Heavy metal pollution in sediments of the largest reservoir (Three Gorges Reservoir) in China: a review //Environmental Science and Pollution Research. – 2017. – V. 24. – 20844-20858 p.

2. Zhu Y., Yang Y., Liu M., Zhang M., Wang J. Concentration, distribution, source, and risk assessment of PAHs and heavy metals in surface water from the Three Gorges Reservoir, China //Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal. – 2015. – V. 21. – №. 6. – 1593-1607 p.
3. Петрищева Т. Ю. Мониторинговые исследования почв урбоценозов на примере города Ельца //Школа молодых ученых. – 2019. – 19-22 с.
4. Назаренко О. Г. и др. Экологическая оценка территорий, прилегающих к Новочеркасской ГРЭС //Известия высших учебных заведений. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. – 2007. – №. 6. – 100-102 с.
5. Воробьева Л. А. Теория и практика химического анализа почв. М.: ГЕОС, 2006. — 400 с.
6. Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А. Методы определения физических свойств почв и грунтов. – М.: Агропромиздат, 1986. — 416 с.
7. Ильин В. Б., Сысо А. И. Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах и растениях Новосибирской области. – Сибирское отделение РАН, 2001.
8. Байкенова Ю.Г. Оценка степени опасности загрязнения почв тяжелыми металлами (ТМ) // АБУ. –2014. –№7. –125 с.
9. Гришина Л. А., Орлов Д. С. Система показателей гумусного состояния почв //Проблемы почвоведения. М.: Наука. – 1978. – 42-47 с.

ФАКУЛЬТАТИВНЫЕ ПАТОГЕННЫЕ ГРИБЫ КАК ИНДИКАТОРЫ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

**Федосеева Е.В.¹, Лучкина О.С.¹, Терешина В.М.²,
Януцевич Е.А.², Терехова В.А.³**

¹*Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН,
Москва, Россия*

²*Институт микробиологии им. С.Н. Виноградского,
ФИЦ биотехнологии РАН, Москва, Россия*

³*Московский государственный университет имени М.В.Ломоносова,
факультет почвоведения, Москва, Россия
elenfedoseeva@gmail.com*

Загрязнение почв тяжелыми металлами (ТМ) является одной из основных угроз для почвенной микробиоты [1-3]. Активным компонентом микробного населения почв являются сообщества грибов (микобиота), в которых по способу питания выделяют три основные группы: сапротрофы, мутуалисты и патогены [4]. Сапротрофные грибы широко распространены в почвах естественных и близких к естественным экосистемам, а в агроценозах и урбоценозах обилие сапротрофов снижается [4]. В загрязнённых почвах увеличивается доля и разнообразие условно-патогенных грибов [5]. Это обусловлено способностью факультативных патогенов существовать как в паразитической, так и в сапротрофной фазах в зависимости от условий среды обитания, в частности, от наличия растений-хозяев [6]. Штаммы грибов, выделенные из загрязнённых почв, реализуют патогенные свойства эффективнее, чем штаммы, выделенные из ненарушенной почвы [5]. Представители родов *Aspergillus*, *Fusarium*, *Penicillium*, *Alternaria* и *Trichoderma* из отдела Ascomycota традиционно обнаруживаются в почвах, загрязнённых ТМ и, соответственно, могут быть отнесены к металл-устойчивым [1-3]. Многие представители этих родов являются факультативными патогенами. Согласно нашим работам [7], микобиота почвы с низким содержанием органического углерода, содержащей смесь Cu, Pb и Zn, характеризовалась достаточно высокой встречаемостью представителей семейств *Didymellaceae* и

Clavicipitaceae, а именно рода *Metarrhizium*, включающего энтомопатогенные грибы.

Цель нашей работы заключалась в анализе влияния ТМ на патобиологию грибов. Для достижения этой цели были поставлены следующие задачи: 1) изучить влияние ТМ на биохимические особенности, в частности, на состав липидов и осмолитов чистых культур двух видов грибов – *Alternaria alternata* и *Clonostachys rosea* в условиях лабораторного моделирования загрязнения среды и 2) в анализе причин увеличения доли и разнообразия факультативных патогенов в загрязненных ТМ почвах на основе известных литературных данных.

Вирулентность как степень патогенности у грибов определяется рядом биохимических факторов, среди которых можно выделить активность определенных групп ферментов (в частности, гидролитических), действие механизмов антиоксидантной защиты и белков-эффекторов, синтез меланина, модификацию липидного и углеводного состава клетки. Этот список не является исчерпывающим, а предоставляет общую информацию о сложном комплексе молекулярных факторов вирулентности, находящихся между собой во взаимодействии.

В литературе имеются данные о связи между агрессивностью и образованием трипсин-подобных пептидаз из группы гидролитических ферментов у фитопатогенных аскомицетов *A. linariae* и *A. tomatophila* [6, 8]. Помимо этого, обнаружена положительная корреляция между секрецией трипсин-подобных пептидаз и образованием меланинов у *A. linariae* [8]. У большинства наиболее агрессивных фитопатогенных штаммов *A. tomatophila* зафиксировано образование внеклеточных меланинов [6]. Установлена связь между вирулентностью и устойчивостью к окислительному стрессу. В защите грибных клеток от действия активных форм кислорода (АФК) также могут принимать участие меланины [9]. Однако в большей степени устойчивость к окислительному стрессу определяется ферментативными системами, в частности, действием пероксидаз, супероксиддисмутаз, каталазы, тиоредуктазы, глутатиона [10, 11]. Штаммы *A. alternata* с нарушенной системой детоксикации АФК значительно снижают вирулентность для восприимчивых сортов растений [10].

Факторами вирулентности могут выступать липиды, а также углеводы и полиолы (осмолиты) грибной клетки. Для синтеза

микотоксинов и реализации наибольшей вирулентности фитопатогенного аскомицета *F. graminearum* необходим путь синтеза фосфолипидов de novo, от которого в значительной степени зависит биосинтез таких фосфолипидов, как фосфатидилхолины (ФХ) и фосфатидилэтаноламины (ФЭ) [12]. В регуляции вирулентности фитопатогенных грибов участвуют некоторые сфинголипиды [13]. Липиды также участвуют в других механизмах вирулентности, таких как образование биопленок и высвобождение внеклеточных везикул [14]. Важную роль в вирулентности грибов, как предполагается, играет полиол маннит [15]. Углевод трегалоза, по-видимому, в основном связан со специфической защитой от окислительного стресса – механизмом, который, как было сказано выше, ассоциирован с вирулентностью [16, 17].

Загрязнение почвы ТМ может существенно влиять на патобиологию микроорганизмов [18-20]. При этом до сих пор нет однозначного представления, какое именно действие оказывают ТМ на вирулентность мицелиальных патогенных грибов. Опубликованные данные свидетельствуют как об ослаблении, так и усилении вирулентности патогенов под действием ТМ.

Усиление или ослабление вирулентности грибов связывают с изменением активности ферментов. В секретоме некротрофического аскомицета *Botrytis cinerea* после независимой обработки Cu и Zn были отмечены высокие уровни двух Zn-металлопротеаз, являющихся основными факторами вирулентности у патогенной бактерии *Aeromonas salmonicida* [18, 20]. Обработка ТМ может оказывать действие на экспрессию генов, задействованных в проявлении патогенных свойств грибов. Однократная обработка Cu, Cr и Hg ограничивала вирулентность фитопатогенного оомицета *Phytophthora capsici* при заражении листьев перца, что было связано с понижением экспрессии двух связанных с патогенностью генов [19]. Тяжелые металлы могут оказывать влияние на вирулентность через механизмы детоксикации металлов грибами. Известно, что растение-хозяин может мобилизовать ионы Cu в качестве защиты, на которую патоген отвечает активацией специфических механизмов противодействия избыточному накоплению металлов, например, активацией детоксифицирующих металлотионеинов [21]. Делеция гена, кодирующего металлотионеин-подобный белок, приводит к снижению вирулентности гембиотрофного аскомицета *Magnaporthe grisea* [21].

Установлено, что под воздействием ТМ может изменяться липидный и осмолитный состав грибной клетки, что сказывается на способности патогенов атаковать растение-хозяина. Мутанты фитопатогенов, дефектные в биосинтезе ФХ, проявляют гиперчувствительность к стрессовым условиям, в частности, к действию ТМ и гербицидов [12, 22]. Ионы меди увеличивают долю ФХ и соотношение ФХ/ФЭ в составе фосфолипидов, одновременно вызывая серьёзное повреждение мембран аскомицета *Paecilomyces marquandii* [23].

Согласно результатам наших экспериментов, в мицелии наиболее устойчивых к действию Cu штаммов *A. alternata* и *C. rosea*, при росте на среде с добавлением Cu также наблюдалось увеличение отношения ФХ/ФЭ. В целом увеличение доли ФХ можно считать универсальной реакцией, свидетельствующей о повышении устойчивости микромицетов к действию органических и неорганических загрязняющих веществ [24].

Содержание полиолов можно использовать в качестве индикаторов стресса ТМ, что было показано на примере лишайников [25]. Однако взаимосвязь между концентрациями ТМ и содержанием полиолов сложна и зависит от конкретного вида металла и типа полиолов [26, 27]. При анализе изменений состава осмолитов у устойчивых к действию меди *A. alternata* и *C. rosea* при росте на среде с внесением Cu отмечена тенденция к увеличению количества маннита на фоне снижения количества низкомолекулярных полиолов и (или) углеводов (преимущественно трегалозы).

Анализ изложенных фактов дает основание заключить, что загрязнение почвы ТМ может оказывать влияние на патобиологию микроорганизмов, активизируя вирулентность патогенных грибов. Подтверждением этого служат полученные нами данные об увеличении под действием меди отношения ФХ/ФЭ и содержания маннита, которые положительно коррелируют с повышением вирулентности грибов. На этом основании можно утверждать, что обилие и разнообразие патогенных форм грибов могут выступать индикаторами неблагоприятного экологического состояния почв, в частности, обусловленного химическим загрязнением ТМ.

Финансирование. Работа выполнена при поддержке РФФ, грант 22-24-00799 «Устойчивость и механизмы биохимических адапта-

ций почвенных грибов, обладающих фитопатогенной и антагонистической активностью, в условиях химического загрязнения» (<https://rscf.ru/en/project/22-24-00799/>).

Литература

1. Iskandar, N.L., Izzati Mohd Zainudin, N.A., Tan, S.G. Tolerance and biosorption of copper (Cu) and lead (Pb) by filamentous fungi isolated from a freshwater ecosystem // *Journal of Environmental Sciences*. 2011, №23 (5). p. 824–830.
2. Njoku, K.L., Asunmo, M.O., Ude, E.O., Adesuyi, A.A., Oyelami, A.O. The molecular study of microbial and functional diversity of resistant microbes in heavy metal contaminated soil // *Environmental Technology & Innovation*. 2020, №17. 100606.
3. Alsabhan, A.H., Perveen, K., Alwadi, A.S. Heavy metal content and microbial population in the soil of Riyadh Region, Saudi Arabia // *Journal of King Saud University – Science*. 2022, №34. 101671.
4. Clocchiatti A., Hannula S.E., van den Berg M., Korthals G., de Boer W. The hidden potential of saprotrophic fungi in arable soil: Patterns of short-term stimulation by organic amendments // *Applied Soil Ecology*. 2020, №147. 103434.
5. Korneykova, M.V., Lebedeva, E.V. Opportunistic fungi in the polluted soils of Kola Peninsula // *Geography, Environment, Sustainability*. 2018. №11(2). p. 125-137.
6. Шамрайчук И.Л. Внеклеточная активность пептидаз сапротрофных и фитопатогенных мицелиальных микромицетов. Диссертация на соискание степени кандидата биологических наук. Москва, 2022, 126 с.
7. Терехова В.А., Федосеева Е.В., Волкова В.Д., Иванова А.Е., Якименко О.С. Меланинсодержащие микромицеты в почвах и органических отходах // *Теоретическая и прикладная экология*. 2022, №4. с. 114-124.
8. Шамрайчук И.Л., Кураков А.В., Белозерская М.А., Белякова Г.А., Дунаевский Я.Е. Протеолитическая активность и образование меланина фитопатогенным грибом *Alternaria tomatophila* // *Микология и фитопатология*. 2017, №51(6). с.390-393.
9. Chai, L.Y., Netea, M.G., Sugui, J., Vonk, A.G., van de Sande, W.W., Warris, A., Kwon-Chung, K.J., Kullberg, B.J. *Aspergillus fumigatus* conidial melanin modulates host cytokine response // *Immunobiology*. 2010, №215(11). p.915–920.

10. Chung, K-R. Stress response and pathogenicity of the necrotrophic fungal pathogen *Alternaria alternata* // *Scientica*. 2012, ID 635431.
11. Warris, A., Ballou, E.R. Oxidative responses and fungal infection biology // *Semin Cell Dev Biol*. 2019, №89. p. 34–46.
12. Wang, J., Wang, H., Zhang, Ch, Wu, T., Ma, Z., Chen, Y. Phospholipid homeostasis plays an important role in fungal development, fungicide resistance and virulence in *Fusarium graminearum* // *Phytopathol. Res*. 2019. №1(16).
13. Ramamoorthy, V., Cahoon, E.B., Li, J., Thokala, M., Minto, R.E., et al. Glucosylceramide synthase is essential for alfalfa defensin-mediated growth inhibition but not for pathogenicity of *Fusarium graminearum* // *Mol Microbiol*. 2007, №66. p. 771-786.
14. Rella, A., Farnoud, A.M., Del Poeta, M. Plasma membrane lipids and their role in fungal virulence // *Prog. Lipid Res*. 2016, №61. p. 63-72.
15. Patel, T.K., Williamson, J.D. Mannitol in plants, fungi, and plant–fungal interactions // *Trends in Plant Science*. 2016, №21(6). p. 486-497.
16. Argüelles, J-C., Guirao-Abad, J.P., Sánchez-Fresneda, R. Trehalose: a crucial molecule in the physiology of fungi // *Reference module in life sciences*. 2017. p. 486-494.
17. Martínez-Esparza, M., Martínez-Vicente, E., González-Párraga, P., et al. Role of trehalose-6 phosphatase (TPS2) in stress tolerance and resistance to macrophage killing in *Candida albicans* // *International Journal of Medical Microbiology*. 2009, №299. p. 453–464.
18. Cherrad, S., Girard, V., Dieryckx, C. et al. Proteomic analysis of proteins secreted by *Botrytis cinerea* in response to heavy metal toxicity // *Metallomics*. 2012, №4. p. 835.
19. Liu, P., Wei, M., Zhang, J. et al. Changes in mycelia growth, sporulation, and virulence of *Phytophthora capsici* when challenged by heavy metals (Cu^{2+} , Cr^{2+} and Hg^{2+}) under acid pH stress // *Environ Pollut*. 2018, №235. p. 372–380.
20. Gajewska, J., Azzahra, N.A., Bingöl, Ö.A. et al. Cadmium stress reprograms ROS/RNS homeostasis in *Phytophthora infestans* (Mont.) de Bary // *Int J Mol Sci*. 2020, №21. p. 8375.
21. Tucker, S.L., Thornton, C.R., Tasker, K. et al. A fungal metallothionein is required for pathogenicity of *Magnaporthe grisea* // *Plant Cell*. 2004, №16. p. 1575–1588.
22. Akhberdi, O., Zhang, Q., Wang, H., Li, Y., Chen, L., Wang, D., Ya, X., Wei, D., Zhu, X. Roles of phospholipid methyltransferases in pycnidia development, stress tolerance and secondary metabolism in the taxol-

- producing fungus *Pestalotiopsis microspore* // Microbiological Research. 2018, №210. p. 33–42.
23. Słaba, M., Szewczyk, R., Piątek, M.A., Długoński, J. Alachlor oxidation by the filamentous fungus *Paecilomyces marquandii* // J. Hazard Mater. 2013, №261. p. 443–450.
 24. Fedoseeva, E.V., Danilova, O.A., Ianutsevich, E.A., Tereshina, V.M., Terekhova, V.A. Micromycete lipids and stress // Microbiology. 2021, №90(1). p. 37-55.
 25. Roser, D.J., Melick, D.R., Seppelt, R.D. Reductions in the polyhydric alcohol content of lichens as an indicator of environmental pollution // Antarct. Sci. 1992, №4. p. 185-189.
 26. Vantová, I., Bačkor, M., Klejdus, B., Bačkorová, M., Kovacik, J. Copper uptake and copper-induced physiological changes in the epiphytic lichen *Evernia prunastri* // Plant Growth Regul. 2013, №69. p. 1-9.
 27. Osyczka, P., Latkowska, E., Rola, K. Metabolic processes involved with sugar alcohol and secondary metabolite production in the hyperaccumulator lichen *Diploschistes muscorum* reveal its complex adaptation strategy against heavy-metal stress // Fungal biology. 2021, №125(12). p. 999-1008.

ОЦЕНКА ЧУВСТВИТЕЛЬНОСТИ И ИНФОРМАТИВНОСТИ БИОЛОГИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ СОСТОЯНИЯ ПОЧВ ДЛЯ БИОДИАГНОСТИКИ ЭКОТОКСИЧНОСТИ ЧАСТИЦ СЕРЕБРА РАЗНОГО РАЗМЕРА

Цепина Н.И., Колесников С.И.

*Южный федеральный университет, Академия биологии и
биотехнологии им. Д.И. Ивановского, г. Ростов-на-Дону, Россия
cepinanatalia@yandex.ru*

Серебро поступает в окружающую среду, в том числе и почвы, в виде частиц разного размера [9, 11]. Накопление наночастиц серебра в почвенных экосистемах оказывает непосредственное влияние на состояние биоты. Экотоксичность AgNPs (наночастиц серебра) была отмечена для большинства представителей почвенной биоты и проявляется в ингибировании численности бактерий [5, 6, 14], активности почвенных ферментов [4, 6, 12, 13], снижение всхожести, длины корней и побегов растений. [3, 8, 16, 17]. Численность почвенных животных снижалась под влиянием AgNPs [10, 15]. Стоит отметить, что именно от состояния биоты зависит качество почвы и как следствие её плодородие. Отсутствие публикаций, посвященных комплексной оценке чувствительности и информативности биологических показателей состояния почв к загрязнению частицами серебра разного размера, обуславливает актуальность проведения исследований в данной области.

Цель исследования — дать оценку чувствительности и информативности биологических показателей состояния почв для биодиагностики экотоксичности частиц серебра разного размера.

В качестве объекта исследования выбран чернозем обыкновенный. Чернозем обладает высоким уровнем плодородия, благодаря чему интенсивно используется в сельском хозяйстве. В лабораторных условиях было смоделировано загрязнение чернозема обыкновенного наночастицами серебра размером 10 и 100 нм и микрочастицами серебра размером 1000 нм в концентрациях 1, 10 и 100 мг/кг почвы. Для оценки влияния нано-

частиц серебра разных размеров на биологические показатели чернозема обыкновенного исследовали верхний слой почвы (0–20 см). Содержание серебра в почвах составляет от 0,01 до 126 мг/кг [7]. Дозы были рассчитаны исходя из фоновых концентраций серебра. Фоновое содержание серебра в черноземе обыкновенном 0,10 мг/кг. Фоновое содержание Ag в почве было определено методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-МС) на приборах «ELAN-DRC-e» или «Agilent 7700x» в ФГУП «Всероссийский научно-исследовательский геологический институт им. А.П. Карпинского» («ВСЕГЕИ»). Эксперимент проводился при температуре 22°C и оптимальном увлажнении (60% от полевой влагоемкости).

Для оценки чувствительности и информативности исследовали биологические показатели, поскольку именно они первыми реагируют на антропогенное воздействие и показывают нарушение нормального состояния и функционирования почвы [2]. Экоотоксичность частиц серебра оценивали с использованием биологических методов анализа почв [1].

Для проверки полученных данных на достоверность был проведен дисперсионный анализ с последующим определением наименьшей существенной разности (НСР).

Для оценки возможности и целесообразности использования в мониторинге, диагностике и нормировании загрязнения почв частицами серебра разного размера была дана оценка чувствительности исследованных биологических показателей.

По степени чувствительности к загрязнению частицами серебра разного размера (10, 100 и 1000 нм) биологические показатели чернозема обыкновенного образуют следующие ряды (в скобках представлены значения биологического показателя относительно контроля (100%)):

размер наночастиц – 10 нм:

концентрация (1 мг/кг): длина корней редиса (74) > инвертаза (82) ≥ каталаза (83) ≥ уреазы (86) = всхожесть редиса (86) > дегидрогеназы (91) ≥ общая численность бактерий (92) ≥ ферриредуктаза (94) ≥ полифенолоксидаза (96) = пероксидаза (96) > обилие бактерий рода *Azotobacter* (100) = фосфатаза (100).

концентрация (10 мг/кг): общая численность бактерий (22) > инвертаза (51) ≥ длина корней редиса (53) > ферриредуктаза (64) > всхожесть редиса (74) > каталаза (82) ≥ уреазы (84) > де-

гидрогеназы (89) \geq полифенолоксидаза (91) \geq фосфатаза (92) \geq пероксидаза (95) = обилие бактерий рода *Azotobacter* (95).

концентрация (100 мг/кг): ферриредуктаза (10) \geq общая численность бактерий (11) \geq длина корней редиса (13) > обилие бактерий рода *Azotobacter* (23) > дегидрогеназы (50) \geq инвертаза (51) > всхожесть редиса (60) > каталаза (78) \geq уреазы (81) \geq пероксидаза (83) \geq полифенолоксидаза (84) > фосфатаза (90).

Наиболее чувствительные показатели к загрязнению частицами серебра размером 10 нм – активность ферриредуктазы, общая численность бактерий и длина корней редиса, а наименее активность фосфотазы, активность пероксидазы и обилие бактерий рода *Azotobacter*.

размер наночастиц – 100 нм:

концентрация (1 мг/кг): ферриредуктаза (33) > каталаза (90) = инвертаза (90) \geq полифенолоксидаза (91) = уреазы (91) \geq общая численность бактерий (93) \geq пероксидаза (96) > всхожесть редиса (100) = дегидрогеназы (100) = обилие бактерий рода *Azotobacter* (100) > длина корней редиса (112) > фосфатаза (116).

концентрация (10 мг/кг): ферриредуктаза (19) > каталаза (78) \geq инвертаза (79) > полифенолоксидаза (83) > общая численность бактерий (88) \geq уреазы (89) \geq пероксидаза (91) \geq всхожесть редиса (94) > дегидрогеназы (98) \geq длина корней редиса (100) = обилие бактерий рода *Azotobacter* (100) \geq фосфатаза (103).

концентрация (100 мг/кг): ферриредуктаза (11) > общая численность бактерий (62) > длина корней редиса (68) > инвертаза (75) > каталаза (76) > полифенолоксидаза (80) \geq уреазы (81) \geq пероксидаза (84) \geq всхожесть редиса (86) \geq дегидрогеназы (87) > фосфатаза (99) \geq обилие бактерий рода *Azotobacter* (100).

Наиболее чувствительные показатели к загрязнению частицами серебра размером 100 нм – активность ферриредуктазы, а наименее активность фосфотазы, длина корней редиса и обилие бактерий рода *Azotobacter*.

размер микрочастиц – 1000 нм:

концентрация (1 мг/кг) : инвертаза (83) \geq общая численность бактерий (85) \geq каталаза (88) \geq всхожесть редиса (91) > пероксидаза (95) \geq уреазы (98) \geq полифенолоксидаза (97) \geq обилие бактерий рода *Azotobacter* (100) \geq ферриредуктаза (103) \geq длина корней редиса (105) \geq фосфатаза (108) > дегидрогеназы (114).

концентрация (10 мг/кг): ферриредуктаза (78) \geq инвертаза (80) = общая численность бактерий (80) > каталаза (85) > пероксидаза (89) = всхожесть редиса (89) \geq длина корней редиса (90) \geq уреазы (92) = полифенолоксидаза (92) \geq обилие бактерий рода *Azotobacter* (100) \geq дегидрогеназы (101) \geq фосфатаза (104).

концентрация (10 м/кг): ферриредуктаза (49) > инвертаза (59) > длина корней редиса (65) \geq общая численность бактерий (68) > каталаза (80) \geq уреазы (83) \geq пероксидаза (86) = всхожесть редиса (86) > полифенолоксидаза (92) > фосфатаза (96) \geq дегидрогеназы (98) \geq обилие бактерий рода *Azotobacter* (100).

Наиболее чувствительные показатели к загрязнению частицами серебра размером 1000 нм – активность инвертазы, общая численность бактерий, активность каталазы, всхожесть редиса, а остальные наименее.

Все биологические показатели ранжированы от наиболее чувствительного к наименее чувствительному показателю.

По степени информативности к загрязнению частицами серебра разного размера (10, 100 и 1000 нм) биологические показатели чернозема обыкновенного образуют следующие ряды (в скобках представлены коэффициенты корреляции (r) между содержанием в почве серебра и соответствующим биологическим показателем):

10 нм: обилие бактерий рода *Azotobacter* (-1,00) > активность дегидрогеназ (-0,99) > активность пероксидазы (-0,97) > активность ферриредуктазы (-0,96) > длина корней редиса (-0,89) > активность полифенолоксидазы (-0,88) > всхожесть редиса (-0,83) > активность фосфатазы (-0,74) > общая численность бактерий (-0,72) > активность инвертазы (-0,63) > активность каталазы (-0,58) = активность уреазы (-0,58).

100 нм: активность дегидрогеназ (-1,00) > общая численность бактерий (-0,97) > длина корней редиса (-0,96) > всхожесть редиса (-0,95) > активность ферриредуктазы (-0,90) > активность пероксидазы (-0,89) > активность уреазы (-0,84) > активность каталазы (-0,7) = активность полифенолоксидазы (-0,70) = активность инвертазы (-0,70) > активность фосфатазы (-0,50). Показатель обилия бактерий рода *Azotobacter* не информативен, поскольку при загрязнении не изменяется.

1000 нм: длина корней редиса (-0,96) \geq активность ферриредуктазы (-0,93) \geq активность уреазы (-0,92) > активность инвертазы (-0,88) > общая численность бактерий (-0,80) \geq активность

пероксидазы (-0,77) = активность фосфатазы (-0,77) > активность каталазы (-0,70) = активность полифенолоксидазы (-0,70) \geq всхожесть редиса (-0,67) > активность дегидрогеназ (-0,52). Показатель обилия бактерий рода *Azotobacter* не информативен, поскольку при загрязнении не изменяется.

Все биологические показатели ранжированы от наименее информативного к наиболее информативному показателю.

Таким образом, так же, как и чувствительность, информативность показателя значительным образом зависит от размера частиц серебра. Например, обилие бактерий рода *Azotobacter* имеет очень тесную корреляцию (-1,00) с содержанием в почве наночастиц размером 10 нм и, но не может быть использован в диагностике загрязнения частицами 100 и 1000 нм, так как частицы этих размеров не оказывают токсического воздействия на данный показатель. Активность дегидрогеназ тесно коррелирует с содержанием в почве частиц размером 10 нм ($r=-0,99$) и 100 нм ($r=-0,99$), и значительно в меньшей степени с частицами размером 1000 нм ($r=-0,52$).

Но в целом все показатели, использованные в данном исследовании, обладают высокой чувствительностью и информативностью к загрязнению частицами серебра.

Как видно из построенных рядов, чувствительность и информативность биологических показателей к загрязнению частицами серебра (10, 100 и 1000 нм) зависит от их размера. Этот факт необходимо учитывать при выборе показателей для биодиагностики и биотестирования экотоксичности частиц серебра разного размера.

Результаты исследования целесообразно использовать для биодиагностики состояния почв, загрязненных частицами серебра разного размера.

Финансирование. Исследование выполнено при государственной поддержке гранта Российского научного фонда № 22-74-00054 в Южном федеральном университете.

Литература

1. Казеев К.Ш., Колесников С.И., Акименко Ю.В., Даденко Е.В. Методы биодиагностики наземных экосистем. Ростов– на– Дону: Издательство ЮФУ. 2016, 356 с.

2. Колесников С.И., Казеев К.Ш., Татосян М.Л., Вальков В.Ф. Влияние загрязнения нефтью и нефтепродуктами на биологическое состояние чернозема обыкновенного // Почвоведение. 2006, №5. С. 616–620.
3. Цепина Н. И., Колесников С. И., Минникова Т. В., Русева А. С. Сравнительная оценка фитотоксичности наночастиц серебра разного размера // Агрехимический вестник. 2023, № 3. С. 80-85. <https://doi.org/10.24412/1029-2551-2023-3-017>.
4. Eivazi F., Afrasiabi Z., Jose E. Pedosphere Effects of Silver Nanoparticles on the Activities of Soil Enzymes Involved in Carbon and Nutrient Cycling // Pedosphere. 2018, V. 28. p. 209-214. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(18\)60019-0](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(18)60019-0).
5. Forstner C., Orton T. G., Wang P., Kopittke P.M., Dennis P.G. Soil chloride content influences the response of bacterial but not fungal diversity to silver nanoparticles entering soil via wastewater treatment processing // Environmental Pollution. 2019, V. 255. p. 113274.
6. Grün A., Straskraba S., Schulz S., Schloter M., Emmerling C. Long-term effects of environmentally relevant concentrations of silver nanoparticles on microbial biomass, enzyme activity, and functional genes involved in the nitrogen cycle of loamy soil // Journal of Environmental Science. 2018, V. 69. p. 12-22. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.04.013>.
7. Huang Y.N., Qian T.T., Dang F., Yin Y.G., Li M., Zhou D.M. Significant contribution of metastable particulate organic matter to natural formation of silver nanoparticles in soils // Nat. Commun. 2019, V. 10. p. 4–11. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-11643-6>.
8. Kolesnikov S., Tsepina N., Minnikova T., Kazeev K., Mandzhieva S., Sushkova S., Minkina T., Mazarji M., Singh R.K., Rajput V.D. Influence of Silver Nanoparticles on the Biological Indicators of Haplic Chernozem // Plants. 2021, V. 10. p. 1022. <https://doi.org/10.3390/plants10051022>.
9. Künniger T., Gerecke A.C., Ulrich A., Huch A., Vonbank R., Heeb M., Wichser A., Haag R., Kunz P., Faller M. Release and environmental impact of silver nanoparticles and conventional organic biocides from coated wooden façades // Environmental Pollution. 2014, V. 184. p. 464–471. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.09.030>
10. Makama S., Piella J., Undas A., Dimmers W.J., Peters R., Puentes V.F., van den Brink N.W. Properties of silver nanoparticles influencing their uptake in and toxicity to the earthworm *Lumbricus rubellus* following exposure in soil // Environmental Pollution. 2016, V. 218. p. 870-878. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.016>.

11. Michels C., Perazzoli S., Soares M. Inhibition of the enriched culture of ammonium-oxidizing bacteria by two different nanoparticles: silver and magnetite // *Common environment science*. 2017, V. 586. p. 995-1002. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.080>.
12. Ottoni C.A., Lima Neto M.C., Leo P., Ortolan B.D., Barbieri E., De Souza A.O. Environmental impact of biogenic silver nanoparticles in soil and aquatic organisms // *Chemosphere*. 2020, V. 239. p. 124698. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124698>.
13. Peyrot C., Wilkinson K.J., Desrosiers M., Sauvé S. Effects of silver nanoparticles on soil enzyme activities with and without added organic matter // *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2014, V. 33. p.115-125. <https://doi.org/10.1002/etc.2398>.
14. Samarajeewa A.D., Velicogna J.R., Princz J.I., Subasinghe R.M., Scroggins R.P., Beaudette L.A. Effect of silver nano-particles on soil microbial growth, activity and community diversity in a sandy loam soil // *Environmental Pollution*. 2017, V. 220. p. 504–513. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.094>.
15. Shoultz -Wilson W.A., Reinsh B.B., Tsyusko O.V., Bertsh P.M., Lowry G.V., Unrin J.M. Role of particle size and soil type in the toxicity of silver nanoparticles to worms // *Soil Science Society of America Journal*. 2011, V. 75. p. 365-377. <https://doi.org/10.2136/sssaj2010.0127nps>.
16. Thuesombat P., Hannongbua S., Akasit S., Chadchawan S. Effect of silver nanoparticles on rice (*Oryza sativa* L. cv. KDML 105) seed germination and seedling growth // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2014, V. 104. p. 302–309. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.03.022>.
17. Vannini C., Domingo G., Onelli E., De Mattia F., Bruni I., Marsoni M., Bracale M. Phytotoxic and genotoxic effects of silver nanoparticles exposure on germinating wheat seedlings // *J Plant Physiol*. 2014, V. 171 (13). p. 1142–1148. <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2014.05.002>.

АККУМУЛЯЦИЯ ЦИНКА, СВИНЦА И КАДМИЯ В РАСТЕНИЯХ ЦИКОРИЯ ОБЫКНОВЕННОГО (*CICHORIUM INTYBUS*) ИМПАКТНОЙ ЗОНЫ НОВОЧЕРКАССКОЙ ГРЭС

Чаплыгин В.А.

*ФГАОУ ВО Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону, Россия
chaplygin@sfnedu.ru*

Введение. Загрязнение окружающей среды тяжелыми металлами (ТМ) является одной из актуальнейших проблем нашего времени. Данные поллютанты повсеместно распространены там, где имеются промышленные предприятия или объекты городской инфраструктуры, а выбросы предприятий химической и энергетической промышленности являются наиболее значимыми источниками поступления ТМ в окружающую среду [5, 11]. Основное воздействие техногенного загрязнения приходится на почву – основу любой наземной экосистемы. Следующим звеном в цепи биогенной миграции элементов являются растения.

В настоящее время сохраняется интерес научной медицины к растительным лекарственным средствам, несмотря на значительные достижения в области химического синтеза. На основе растительного сырья изготовлен каждый третий лекарственный препарат (ЛП) на мировом рынке [8]. В ряде фармацевтических групп доля фитопрепаратов, предназначенных для лечения сердечно-сосудистых заболеваний может достигать 70 % [6]. В РФ около 40 % от общего количества используемых в практической медицине лекарственных средств приходится на фитопрепараты [1].

Крупнейшим в Ростовской области предприятием, загрязняющим окружающую среду ТМ, является филиал ПАО «ОГК-2» «Новочеркасская» ГРЭС (НчГРЭС). На долю этого предприятия приходится 1 % всех выбросов поллютантов в атмосферу в РФ, в Ростовской области – свыше 50 %, в Новочеркасске – порядка 90 % [10]. Негативные последствия выбросов НчГРЭС, ведущие к накоплению ТМ в почве и растениях, могут отчетливо проявиться со временем. Процессы техногенного загрязнения природных сред, в свою очередь, провоцируют важную проблему, ограничивающую возможности использования в медицине

растительного сырья данного региона – постоянное сокращение территорий, не испытывающих антропогенной нагрузки. В связи с этим не всегда возможно заготавливать лекарственное растительное сырье (ЛРС) только в экологически чистых зонах. Поэтому одной из наиболее актуальных проблем в лекарственном растениеводстве является анализ возможности использования в лечебных целях растений, произрастающих в условиях техногенного прессинга. Актуальной эта проблема является для всей России, поскольку основную часть заготовок ЛРС проводят в населенных и промышленно освоенных регионах [4].

Объекты и методы. Площадки мониторинга были заложены на расстоянии 1-20 км от НчГРЭС. Образцы растений отбирались по установленному по данным многолетних метеорологических исследований преобладающему северо-западному направлению ветров на площадках мониторинга № 4, № 6, № 9, № 10 и прилегающей к данному направлению площадке № 13. Точки № 14, № 21, № 3, № 2, № 20, № 17 и № 24 заложены на расстоянии 2-12 км от НчГРЭС в различных направлениях, для определения уровня загрязнения растений территорий, лежащих вне преобладающего направления ветров.

Образцы растений отбирались с площадок мониторинга во второй декаде июня в фазу массового цветения, поскольку репродуктивные органы растений являются лекарственным сырьем. Минерализацию проб растений проводили методом сухого озоления по ГОСТ 26657-85. Экстракция ТМ из золы проводилась растворением в 20%-ном растворе HCl с последующим анализом методом ААС [7].

Проанализировано содержание таких элементов как Zn, Pb и Cd в лекарственных травянистых растениях исследуемых территорий и распределение ТМ в различных частях цикория обыкновенного (*Cichorium intybus*). Изучены закономерности аккумуляции элементов в надземной или подземной части изучаемого вида растения. Оценка уровня загрязнения ТМ проводилась путем сопоставления содержания ТМ в исследуемом растении с максимально допустимыми уровнями (МДУ) химических элементов в травах для сельскохозяйственных животных и кормовых добавках [2], а также с предельно допустимыми концентрациями (ПДК) для биологически активных добавок (БАД) [9], с ПДК для лекарственного растительного сырья [3]. Элементный состав растений импактных территорий сравнивался, также, с

составом данного вида на фоновой территории ООПТ «Персиановская заповедная степь», для определения превышения содержания элементов по сравнению с природными условиями.

Результаты. Цикорий обыкновенный на площадках мониторинга подвержен полиэлементному загрязнению Pb и Cd, содержание которых в стеблях растения превышает МДУ в 1,1-1,6 и 2,0-5,6 раза соответственно. Уровень содержания Pb и Cd в цветках растения составляет 1,2-2,1 и 2,2-4,4 МДУ соответственно. Следует отметить, что загрязнение Pb отмечается в цветках цикория практически на всех площадках мониторинга северо-западного направления, в то время как в стеблях на большинстве площадок превышений МДУ нет. Это указывает на высокое концентрирование ТМ в репродуктивных органах данного вида вне зависимости от уровня техногенной нагрузки. Содержание Pb и Cd превышает СанПиН в надземной части цикория в 1,8 и 1,7 раза соответственно в стеблях (площадки № 4) и в 1,3 раза для обоих элементов в соцветиях (площадки № 4, 6). Для всех металлов наблюдается превышение фоновых значений для растений, составившее для стеблей 1,2-1,8 по Zn, 1,5-13,3 по Pb, 1,3-28,2 по Cd. Для корней цикория превышения фона составили 1,2-2,5 по Zn, 5,8-18,6 по Pb и 1,3-4,3 по Cd. В соцветиях содержание ТМ превысило фон в 1,5-2,1 по Zn, 2,0-10,5 по Pb, 1,6-26,2 по Cd. Преимущественная аккумуляция всех рассматриваемых элементов идет в надземной части растения, главным образом, в цветках.

Таким образом, установлено полиэлементное загрязнение растений цикория на территории импактной зоны НчГРЭС такими ТМ как Pb и Cd, а также незначительное превышение МДУ по Zn на наиболее загрязненной площадке мониторинга № 4. Для цикория обыкновенного определено превышение ПДК для ЛРС по Pb и Cd. Наблюдается повышенное содержание Pb и Cd по сравнению с фоном даже на площадках, для которых не установлено загрязнение. Цикорий аккумулирует все представленные поллютанты преимущественно в надземной части (цветках). Прослеживается тенденция к значительно большей аккумуляции ТМ растениями на площадках в северо-западном направлении от НчГРЭС, что указывает на ведущую роль атмосферных выбросов предприятия в содержании ТМ в растениях импактной зоны.

Таблица 1. Содержание ТМ в различных частях растений цикория обыкновенного (*Cichorium intybus*), мг/кг

Площадка / Часть	Zn			Pb			Cd		
	стебли	корни	цветки	стебли	корни	цветки	стебли	корни	цветки
4 (1,6 СЗ)**	31,6±2,8	41,4±3,9	49,2±4,2	8,0±0,4	16,3±1,2	9,6±0,9	1,69±0,22	0,43±0,04	1,31±0,12
6 (2,9 СЗ)	37,1±3,3	34,7±2,9	53,2±5,0	5,5±0,5	16,7±1,5	10,5±1,1	0,95±0,08	0,27±0,02	1,02±0,09
13 (5,7 ССЗ)	20,3±1,8	35,8±3,1	38,3±3,4	4,4±0,3	10,9±0,6	5,7±0,4	0,59±0,04	0,32±0,02	0,65±0,08
9 (15,0 СЗ)	19,6±1,6	24,3±2,2	26,2±2,3	2,2±0,1	7,1±0,5	2,9±0,2	0,27±0,03	0,21±0,01	0,13±0,01
10 (20,0 СЗ)	33,7±3,1	21,1±1,7	45,6±4,1	4,8±0,4	15,9±1,1	6,4±0,5	0,13±0,01	0,22±0,01	0,08±0,01
14 (4,3 СВ)	25,5±2,0	18,9±1,4	24,6±1,2	3,5±0,3	10,4±0,9	4,1±0,3	0,08±0,01	0,52±0,04	0,14±0,01
21 (5,5 СВ)	28,2±2,5	27,8±2,3	40,1±3,4	1,2±0,1	10,1±0,7	3,2±0,3	0,07±0,01	0,25±0,01	0,16±0,02
24 (12,1 СВ)	16,5±1,1	19,5±1,5	10,0±1,1	1,4±0,1	5,2±0,4	2,0±0,1	0,04±0,0	0,15±0,01	0,02±0,01
17 (2,1 В)	18,4±1,4	39,6±3,2	32,9±2,5	2,1±0,1	12,3±0,9	2,7±0,2	0,31±0,03	0,27±0,02	0,19±0,02
20 (4,8 В)	20,0±1,7	25,9±2,2	28,2±2,6	1,5±0,1	14,1±1,2	2,3±0,2	0,14±0,01	0,16±0,01	0,05±0,01
3 (2,7 ЮЗ)	17,9±1,6	23,1±2,2	22,7±1,7	1,7±0,2	8,5±0,7	3,1±0,2	0,09±0,01	0,11±0,01	0,10±0,01
2 (3,0 ЮЗ)	21,3±1,9	27,5±2,5	26,4±1,6	1,9±0,2	10,7±0,8	2,5±0,2	0,19±0,02	0,17±0,01	0,08±0,01
Фон	20,6±1,4	16,4±1,1	25,8±1,7	0,6±0,04	0,9±0,1	1,0±0,1	0,06±0,004	0,12±0,01	0,05±0,003

* полужирным шрифтом выделены превышения МДУ для кормов и ПДК для ЛРС

** направление и расстояние площадки мониторинга от источника выбросов

Литература

1. Бойко Н.Н., Бондарев А.В., Жиликова Е.Т., Писарев Д.И., Новиков О.О. Фитопрепараты, анализ фармацевтического рынка Российской Федерации // Научный результат. Медицина и фармация. 2017. Т.3, № 4. С. 30-38. doi: 10.18413/2313-8955-2017-3-4-30-38.
2. Временные максимально допустимые уровни (МДУ) некоторых химических элементов госсипола в кормах сельскохозяйственных животных. Утвержден Главным Управлением Ветеринарии министерства сельского хозяйства РФ, 1991.

3. Государственная фармакопея Российской Федерации. XIV изд. Т. IV. – М.: ФЭМБ, 2018. – 719 с.
4. Дьякова Н.А., Мындра А.А., Сливкин А.И. Безопасность и эффективность лекарственного растительного сырья одуванчика лекарственного, собранного в районах, испытывающих антропогенную нагрузку // Разработка и регистрация лекарственных средств. 2018. № 2 (23). С. 120-123.
5. Жуйкова Т. В., Зиннатова И.Р. Аккумулирующая способность растений в условиях техногенного загрязнения почв // Поволжский экологический журнал. 2014. № 2. С. 196-207.
6. Карачевская Е.В. Развитие лекарственного растениеводства в контексте мировой глобализации // Проблемы экономики: сборник научных трудов. 2021. № 1 (32). С. 33-43.
7. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельскохозяйственных и продукции растениеводства. М.: ЦИНАО, 1992. 61 с.
8. Оленина Н.Г., Михеева Н.С., Крутикова Н.М. Особенности экспертизы «польза/риск» лекарственных растительных препаратов: анализ регистрационных досье // Ведомости Научного центра экспертизы средств медицинского применения. 2018. Т. 8, № 2. С. 84-91. doi: 10.30895/1991-2919-2018-8-2-84-91.
9. СанПиН 2.3.2.1078-01 «Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов». Утвержден 06.11.2001. 269 с.
10. Экологический вестник Дона: О состоянии окружающей среды и природных ресурсов Ростовской области в 2019 году. Ростов-На-Дону. 2020. С. 283.
11. Zhao Z.J., Nan Z.R., Wang Z.W., Yang Y.M., Shimizu M. Interaction between Cd and Pb in the soil-plant system: a case study of an arid oasis soil-cole system // J Arid Land. 2014. № 6 (1). P. 59–68. Doi: 10.1007/s40333-013-0194-7.

МИКРООРГАНИЗМЫ ДЛЯ ДЕСТРУКЦИИ НОВЫХ ФТОРСОДЕРЖАЩИХ ЭКОТОКСИКАНТОВ

Шаринов Д.А., Четвериков С.П.

*Уфимский Институт Биологии Уфимского Федерального
Исследовательского Центра Российской Академии Наук, Уфа, Россия
male886@yandex.ru*

Современному росту химической промышленности и органического синтеза, в частности, сопутствует загрязнение окружающей среды широким спектром ксенобиотиков, которые детектируются в составе компонентов природных геосистем, обладают токсичностью, способностью к биоаккумуляции и устойчивостью к разложению. Многие из этих поллютантов являются галогенированными соединениями. Токсические свойства этих соединений делают необходимыми исследования по их утилизации с помощью микроорганизмов. Самыми устойчивыми из веществ, попадающих в составе выбросов предприятий в окружающую среду, являются фторсодержащие соединения, в частности, перфторкарбоновые кислоты – синтетические химические соединения, применяемые в производстве широко используемых фторполимеров. Они также являются поверхностно-активными веществами (ПАВ), обладают высокой химической стабильностью, что делает их идеальными материалами для широкого применения – от влаго- и пятностойких покрытий для текстиля и смазок до противопожарной пены.

Но в связи с осознанием проблемы опасности перфторкарбоновых кислот (ПФКК) компании – производители договорились о значительном ограничении их производства и прекращении применения. Перфторктансульфонат (ПФОС), ее соли были включены в Стокгольмскую конвенцию о стойких органических загрязнителях (СОЗ) в 2009 г.

В большинстве стран ЕС и в США есть примеры загрязнения воды и почвы ПФКК, устранение которых дорогостояще, а в некоторых случаях невозможно существующими методами. Эти страны объявляют многомиллионные гранты на исследование методов уничтожения, указанных поллютантов с использованием

как физико-химических, так и биологических методов (например, по программе ЕС HORIZON2020).

В Российской Федерации не было собственного производства ПФКК, они поступали в составе импортируемой промышленной продукции и потребительских товаров без соответствующей количественной оценки, а также являются примесными компонентами в производствах, связанных с другими элементами-галогенами.

Вопросы их диагностирования в объектах окружающей среды, а также деструкции на сегодняшний день открыты. Если аналитическое определение большинства «новых» СОЗ такое же, как и традиционных, то методы определения и изучения ПФКК и их метаболитов значительно отличаются в связи с их особыми свойствами как анионных веществ, и предпочтение отдается дорогостоящим методам совмещенной жидкостной хроматографии и тандемной масс-спектрометрии. Проблема утилизации таких экологически опасных поллютантов является очень актуальной.

Россия ратифицировала Стокгольмскую конвенцию, признав, что проблема загрязнения соединениями данной группы актуальна и для нашей страны. Разрабатывается нормативная документация по их обнаружению и количественной оценке в различных объектах окружающей среды.

Проблема утилизации таких экологически опасных поллютантов является очень актуальной. Известные способы разложения ПФКК – химическая переработка, сжигание при высокой температуре [1,2], но они являются высокочрезвычайно затратными и малоэффективными. Ещё недавно считалось, что ПФКК не биодеградируемы. Усовершенствованные подходы для разложения ПФКК, в которых могут использоваться выделенные из природных сред микроорганизмы, в форме новых технологий для очистки различных экосистем, предусматривают более устойчивые и мягкие альтернативы физико-химическим вариантам. Эти технологии должны включать процессы биоминерализации, которые требуют минимальной или нулевой внешней энергии или химических веществ, управляемы с точки зрения продуктов разложения и сокращают время восстановления по сравнению с физико-химическими процессами. Это наиболее экологически безопасный способ утилизации ПФКК, при реализации которого

микроорганизмы минимизируют отрицательное влияние на окружающую среду.

Это подтолкнуло исследователей к поиску новых способов их деструкции, в том числе биологическими методами. Первые публикации по микробной деструкции ПФКК стали появляться совсем недавно [3,4]. Перфтороктановая кислота (ПФОК), ее соли и родственные ей соединения в октябре 2017 г. на 13-м заседании Комитета по рассмотрению СОЗ были рекомендованы для включения в Приложение А или В перечня СОЗ, и включены туда в январе 2021 г. Это в еще большей степени усилило интерес исследователей к изучению их биоминерализации, и в периодических научных изданиях стало появляться больше соответствующих статей. Однако общее количество публикаций по-прежнему не превышает нескольких десятков.

Биоремедиация оказалась в центре внимания благодаря своему относительно экологичному подходу, не требующему применения сильных химикатов и интенсивного потребления энергии, в отличие от таких технологий, как фотокатализ, электрохимическое окисление, адсорбция и плазменная технология, которые также были предложены в качестве вариантов удаления ПФКК [5,6]. Кроме того, эти технологии также сопряжены с высокими эксплуатационными расходами и приводят к образованию отходов, которые требуют тщательной утилизации [6]. Микроорганизмы, такие как бактерии и грибы, способные разрушать С-Ф связи, являются кандидатами для биоремедиации, но их эффективность в биоразложении ПФКК часто ограничена из-за сильных С-Ф связей [7,8]. Поэтому поиск микроорганизмов-деструкторов новых фторсодержащих экотоксикантов является актуальной задачей.

Скрининг микроорганизмов-деструкторов стойких фторсодержащих веществ был осуществлён из длительно загрязненных биотопов, образцов загрязненных галогенсодержащими (в частности хлорфторсодержащими) отходами химического производства почв с территории промышленных предприятий, в том числе с подвергнутого санации "Уфахимпром", производившего продукцию галогенорганического синтеза, мест хранения и испытания средств пожаротушения.

В результате выделили семь штаммов способных к росту в средах, содержащих в качестве единственного источника углерода и энергии ПФКК (рис. 1).

Наибольшую активность деструкции проявлял штамм штамм МХ-3, способный утилизировать три перфторорганических соединения: перфторэнантовую и перфторпеларгоновую кислоты, а также FC-95, содержащий в своем составе перфтороктансульфонат калия (рис. 2). Оценку деструкции проводили по накоплению фторид-иона (F^-) в среде методом ВЭЖХ с кондуктометрическим детектированием.

Концентрация фторидов в питательной среде через 14 суток эксперимента увеличилась до 10,55 мг/л в случае перфторпеларгоновой кислоты, до 16,44 мг/л в случае с перфторэнантовой кислотой и до 13,09 мг/л в образцах, содержащих FC-95. В контрольных образцах, не содержащих бактерий, существенных изменений к концу эксперимента выявлено не было.

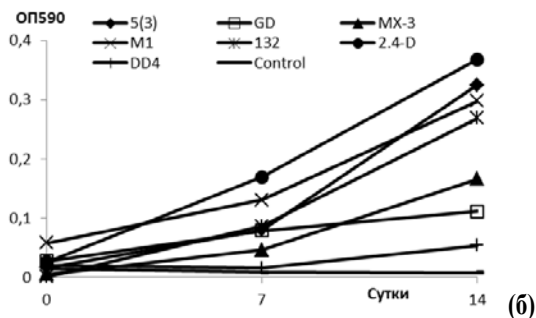
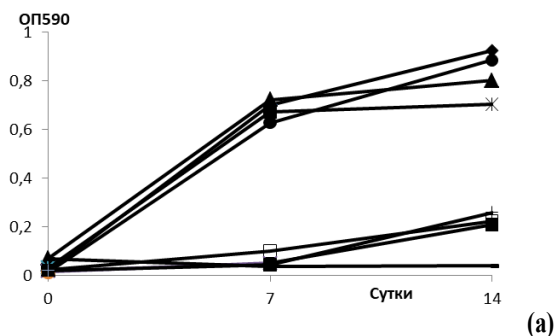


Рисунок 1. Зависимость значений ОП590 культуральных жидкостей штаммов – деструкторов перфторорганических соединений и контрольного варианта без бактерий от времени их культивирования в периодической культуре в среде с ПФОС (а) и перфторпеларгоновой кислотой (б).

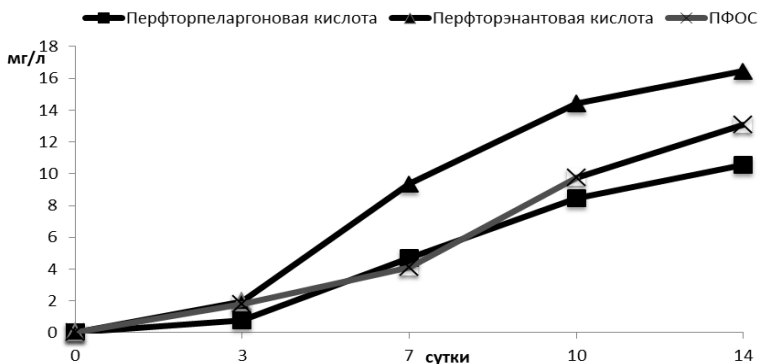


Рисунок 2. Динамика накопления свободных ионов фтора в среде при культивировании штамма МХ-3 в зависимости от источника перфторорганического соединения.

Таким образом, учитывая относительную новизну загрязнителя и небольшие сроки, прошедшие после подтверждения его негативного воздействия на окружающую среду, это новое направление исследований, стремительно набирающее ход. А полученные нами данные позволяют рекомендовать выделенный штамм МХ-3 к использованию при разработке биотехнологий трансформации (утилизации) стойких фторсодержащих органических загрязнителей для защиты окружающей среды.

Финансирование. Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 23-24-00154, <https://rscf.ru/project/23-24-00154/>.

Литература

1. Cheng J., Vecitis C.D., Park H., Mader B.T., Hoffmann M.R. Sonochemical degradation of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) in landfill groundwater: environmental matrix effects // *Environ. Sci. Technol.* – 2008. V. 42. – P. 8057–8063.
2. Wang F., Shih K., Lu X., Liu C. Mineralization behavior of fluorine in perfluorooctanesulfonate (PFOS) during thermal treatment of lime-conditioned sludge // *Environ. Sci. Technol.* – 2013. V. 47. – P. 2621–2627.

3. Kwon B.G., Lim H.J., Na S.H., Choi B.I., Shin D.S., Chung S.Y. Biodegradation of perfluorooctanesulfonate (PFOS) as an emerging contaminant // *Chemosphere*. 2014. V. 109. P. 221–225.
4. Yi L.B., Chai L.Y., Xie Y., Peng Q.J., Peng Q.Z. Isolation, identification, and degradation performance of a PFOA-degrading strain // *Genet. Mol. Res.* 2016. V. 15. № 2: gmr. 15028043.
5. Saleem, M., Biondo, O., Sretenović, G., Tomei, G., Magarotto, M., Pavarin, D., Marotta, E., Paradisi, C., 2020. Comparative performance assessment of plasma reactors for the treatment of PFOA; reactor design, kinetics, mineralization and energy yield. *Chem. Eng. J.* 382, 123031.
6. Hou, J., Li, G., Liu, M., Chen, L., Yao, Y., Fallgren, P.H., Jin, S., 2022. Electrochemical destruction and mobilization of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS) in saturated soil. *Chemosphere* 287, 132205.
7. Liong, R.M.Y., Hadibarata, T., Yuniarto, A., Tang, K.H.D., Khamidun, M.H., 2021. Microplastic occurrence in the water and sediment of Miri River Estuary, Borneo Island. *Water, Air, Soil Pollut.* 232, 342.
8. Tang, K.H.D., Hadibarata, T., 2022. The application of bioremediation in wastewater treatment plants for microplastics removal: A practical perspective. *Bioprocess Biosyst. Eng.* 45, 1865–1878.

ЭНХИТРЕИДЫ (ANNELIDA, ENCHYTRAEIDAE) КАК ПЕРСПЕКТИВНЫЙ ОБЪЕКТ БИОИНДИКАЦИИ В ПОЧВАХ РОССИИ

Дегтярёв М.И.

*ИПЭЭ РАН, лаборатория изучения
экологических функций почв, Москва, Россия
degtyarevmi@gmail.com*

Энхитреиды (Enchytraeidae d'Udekem, 1855) – семейство небольших малощетинковых червей. Некоторые виды семейства являются излюбленными объектами экотоксикологических исследований [3], но роль энхитреид в естественных экосистемах и реакция их популяций на факторы среды всё ещё сравнительно мало изучены [1].

Сложность в определении видовой принадлежности представителей семейства Enchytraeidae, отмечаемая даже специалистами [2], может быть нивелирована наличием у энхитреид универсальных морфологических признаков, связанных с различными типами размножения (фрагментация, партеногенез, половое размножение). Нами предложены и обоснованы перспективные варианты использования композиции локальной фауны энхитреид в качестве биоиндикатора кислотности почвы, истории растительного покрова и залегания многолетней мерзлоты; численности локальной популяции энхитреид в качестве биоиндикатора влажности почвы.

Финансирование. Исследование проведено при поддержке гранта РФФИ № 21-14-00227 (Почвообитающие энхитреиды Северной Палеарктики).

Литература

1. Potapov, A.M., Beaulieu, F., Birkhofer, K., Bluhm, S.L., Degtyarev, M.I., Devetter, M., Goncharov, A.A., Gongalsky, K.B., Klärner, B., Korobushkin, D.I., Liebke, D.F., Maraun, M., Mc Donnell, R.J., Pollierer, M.M., Schaefer, I., Shrubovych, J., Semenyuk, I.I., Sendra, A., Tuma, J., Tůmová, M., Vassilieva, A.B., Chen, T.-W., Geisen, S., Schmidt, O., Tiunov, A.V., Scheu, S. Feeding habits and multifunctional classification of soil-associated consumers from protists to vertebrates // *Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society*. 2022, № 97. p. 1057–1117.
2. Schmelz, R.M., Collado, R. A guide to European terrestrial and freshwater species of Enchytraeidae (Oligochaeta) // *Soil organisms*. 2010, №82(1), p. 1–176.
3. Yang, Z., Chen, X., Yin, D., Yin, H., Zhang, Y., Liu, M., Zhao, W., Zhang, L., Liu, Y., Yang, X., Zhong, Z. Applicability of *Enchytraeus bulbosus* as a model species in ecotoxicology and risk assessment // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2021, №224.

ПРИМЕНЕНИЕ БАТАРЕИ БАКТЕРИАЛЬНЫХ ЦЕЛЬНОКЛЕТОЧНЫХ LUX-БИОСЕНСОРОВ В ЭКОТОКСИКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЯХ

Сазыкина М.А.

*Южный федеральный университет, Ростов-на-Дону, Россия
samara@sfnedu.ru*

Экспресс-оценка загрязнения объектов окружающей среды является необходимым компонентом экологического контроля. Важная роль в решении этой задачи отводится разработке и использованию простых в применении, недорогих, высокочувствительных и специфичных методов обнаружения ксенобиотиков. Одним из наиболее перспективных методов, используемых при проведении мониторинга окружающей среды, является анализ с использованием цельноклеточных бактериальных lux-биосенсоров (ЦБЛС), в которых в качестве репортеров используются гены бактериальных люцифераз.

В докладе предполагается рассмотрение следующих вопросов:

- Области использования биосенсоров.
- Тенденции развития биосенсорных технологий.
- Схематическое строение микробного биосенсора.
- Сравнительный анализ используемых репортерных генов.
- Типы используемых ЦБЛС в зависимости от способа экспрессии репортерного белка: конститутивный или индуцибельный, а также принцип работы каждого типа биосенсора.
- Необходимость поиска перспективных конститутивных природных ЦБЛС.
- Виды генно-инженерных индуцибельных ЦБЛС.
- Пути оптимизации индуцибельных ЦБЛС.
- Примеры использования природных и генно-инженерных сенсоров в экологическом мониторинге.

- Необходимость использования в экотоксикологическом мониторинге окружающей среды батареи билюминесцентных тестов, которая позволяет оценить спектр токсического действия всего комплекса присутствующих загрязняющих веществ.
- Концепция использования люминесцентных бактерий в экотоксикологическом мониторинге экосистем
- Необходимость совершенствования способов применения ЦБЛС для удовлетворения текущих потребностей в экологическом мониторинге.

ВЛИЯНИЕ УМЕНЬШЕНИЯ УВЛАЖНЕНИЯ ЧЕРНОЗЁМА ОБЫКНОВЕННОГО НА ИНТЕНСИВНОСТЬ ЕГО ДЫХАНИЯ

Собина А.С., Казеев К.Ш.

*Южный Федеральный университет, Академия биологии и
биотехнологии им. Д.И. Ивановского, Ростов-на-Дону, Россия
as.sobina2004@mail.ru*

Интенсивность эмиссии углекислого газа характеризует активность происходящих в почве биологических процессов [10, 12]. Одним из основных параметров, влияющих на «дыхание», является влажность почвы. Ранее информативность использования этого показателя в черноземах юга России показали работы разных исследователей [6, 11].

Цель работы – установление закономерностей зависимости интенсивности эмиссии углекислого газа от режима увлажнения-высушивания почвы с минимизацией влияния температурного фактора.

Исследуемые почвы относятся к черноземам обыкновенным среднемощным слабогумусированным [3, 7] (Напlic Chernozem Loamic по WRB [8]). Генезис и свойства этих почв хорошо описаны в научной литературе [2, 3]. Отбор почвенных проб производили в ноябре 2022 года с участка Ботанического сада, поддерживаемого в состоянии черного пара. Биологические свойства почв ботанического сада Южного федерального университета подробно охарактеризованы ранее [1, 5, 9]. Для закладки модельного эксперимента использовали пластиковые круглые контейнеры с крышкой. Масса сухой почвы в контейнере составляла 1500 г. Интенсивность дыхания измеряли методом изолирующих камер [4] с помощью портативного газоанализатора EGM-5 производства компании PP Systems.

Почву предварительно увлажнили до разной степени влажности (18% (min), 23% (opt), 33% (max)) и инкубировали в течение недели. После стабилизации интенсивности «дыхания» при фиксированной влажности почвы в контейнерах её перестали увлажнять и наблюдали ее естественное высушивание, контролируя снижение уровня влажности весовым методом. Во

время отслеживания динамики эмиссии углекислого газа при высыхании измерения проводили ежедневно в течение 8 дней, затем измеряли один раз в 2 дня. Результаты исследования отражены на рисунке.

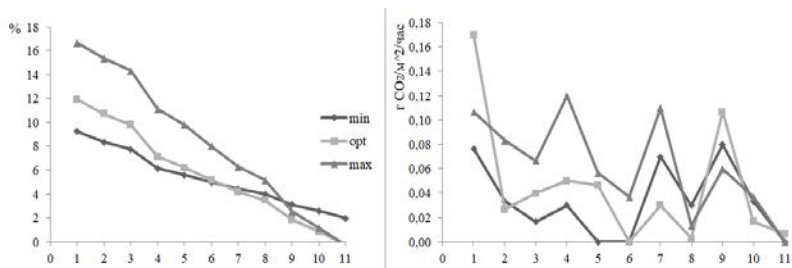


Рисунок. Динамика интенсивности эмиссии углекислого газа (справа) в зависимости от снижения уровня влажности (слева)

В результате исследования установлено, что при снижении влажности почвы эмиссия углекислого газа становится менее интенсивной, но не прекращается даже при практически полном высыхании почвы в контейнере (~2%). Зависимость нелинейная, амплитуда колебаний значений значительная. В связи с этим величина коэффициента корреляции небольшая ($r_{\min}=0,17$; $r_{\text{opt}}=0,46$; $r_{\max}=0,65$) и его достоверность для 18% и 23% не была подтверждена в ходе статистического анализа данных.

Финансирование. Исследования поддержаны грантом Президента РФ для ведущей научной школы РФ (НШ-449.2022.5).

Литература

1. Азаренко (Мясникова) М.А., Казеев К.Ш., Ермолаева О.Ю., Колесников С.И. Изменение растительного покрова и биологических свойств черноземов в постагрогенный период // Почвоведение. 2020. № 11. С. 1412-1422.
2. Вальков В.Ф., Казеев К.Ш., Колесников С.И. Почвы Юга России. Ростов-на-Дону: Изд-во Эверест, 2008. 276 с.
3. Вальков В.Ф., Казеев К.Ш., Колесников С.И. Почвы Ростовской области. Ростов-на-Дону: Издательство Южного федерального университета. 2012. 492 с.

4. Казеев К.Ш., Колесников С.И., Акименко Ю.В., Даденко Е.В. Методы биодиагностики наземных экосистем. Ростов-на-Дону: Изд-во ЮФУ, 2016. 356 с.
5. Казеев К.Ш., Трушков А.В., Одабашян М.Ю., Колесников С.И. Постагрогенное изменение ферментативной активности и содержания органического углерода чернозема в первые 3 года залежного режима // Почвоведение. 2020. № 7. С. 901-910.
6. Мокриков Г.В., Казеев К.Ш., Мясникова М.А., Акименко Ю.В., Колесников С.И. Влияние технологии прямого посева на почвенную мезофауну, дыхание и ферментативную активность черноземов южных // Агрехимический вестник. 2019, №5.
7. Почвенная карта Ростовской области: [Карты]: 1985 / Гос. агропром. ком. РСФСР А.Х. Владимиров [и др.] под рук. Б.А. Калайды; отв. ред. Е.М. Цвылев.
8. Рабочая группа IUSS WRB. 2015. Мировая реферативная база почвенных ресурсов 2014, исправленная и дополненная версия 2015. Международная система почвенной классификации для диагностики почв и создания легенд почвенных карт. Доклады о мировых почвенных ресурсах №106. ФАО, Рим.
9. Собина А.С., Хачиков Э.А., Шмараева А.Н., Федоренко А.Н., Приходько В.Д., Казеев К.Ш. Биологическая активность чернозема обыкновенного через 5 лет после прекращения агрогенной обработки // Агрехимический вестник. 2022. №1. С. 22-26.
10. Сушко С.В. Ананьева Н.Д., Иващенко К.В., Кудеяров В.Н. Эмиссия CO₂, микробная биомасса и базальное дыхание чернозема при различном землепользовании// Почвоведение. 2019, № 9.
11. Федоренко А.Н., Гобарова А.А., Казеев К.Ш. Влияние различных мелиорантов на интенсивность дыхания и содержание органического углерода в почвах Ростовского зоопарка // Агрехимия. 2023, № 2.
12. Moors E.J., Jacobs C., Jans W., Supit I., Kutsch W.L., Bernhofer C., Beziat P., Buchmann N., Carrara A., Ceschia E., Elbers J., Eugster W., Kruijt B., Loubet B., Magliulo E., Moureaux C., Olmos A., Saunders M., Soegaard H. Variability in carbon exchange of European croplands // Agriculture, Ecosystems and Environment. 2010, №3. p. 325–335.

БИОДИАГНОСТИКА УСТОЙЧИВОСТИ БУРОЙ ЛЕСНОЙ ПОЧВЫ К ЗАГРЯЗНЕНИЮ ПЛАТИНОЙ ПО ПОКАЗАТЕЛЯМ ФИТОТОКСИЧНОСТИ

Тимошенко А.Н., Евстегнеева Н.А.

*Южный федеральный университет,
Академия биологии и биотехнологии им. Д.И.Ивановского
Ростов-на-Дону, Россия
aly9215@mail.ru*

Загрязнение платиной (Pt) представляет собой новую угрозу для биологического состояния почв. Широкое использование Pt в различных отраслях, таких как медицина [4], химическая промышленность [3,8] электротехника и стекольная промышленность [6] привело к повышенному содержанию Pt в окружающей среде, в том числе почве [7, 9]. Но основной вклад в загрязнение почв Pt вносит использование автомобильных нейтрализаторов. Средний уровень выбросов Pt от нейтрализаторов выхлопных газов в год составляет 0,0001–0,0008 мг/км [10]. В связи с этим остро встает вопрос о возможных негативных последствиях, изменении биологических свойств почв, подверженных выбросам платины.

Особенно важным представляется исследование бурых лесных почв, которые определяют функционирование лесной экосистемы. Они занимают значительную долю почвенного покрова Земли, около 1,5 миллиарда гектаров во всем мире, или 12% всей континентальной площади суши.

Одним из важнейших показателей состояния почв является показатель фитотоксичности. Несмотря на актуальность проблемы, изменение роста и развития растений при загрязнении почв платиной мало исследовано. Цель настоящей работы – оценить устойчивость бурой лесной почвы к загрязнению платиной по показателям фитотоксичности.

В модельном лабораторном опыте было исследовано влияние оксида платины (PtO₂) на фитотоксические свойства бурой лесной почвы (Республика Адыгея, Майкопский район, п. Никель). Изучали действия разных концентраций PtO₂ – 0.01, 0.1, 1, 10 и 100 мг/кг. Образцы для лабораторно-аналитического

исследования отбирались через 30 дней после загрязнения. Лабораторно-аналитические исследования выполнены с использованием методов, общепринятых в биологии, почвоведении и экологии [1].

В качестве тест-объектов был выбраны редис (*Raphanus sativus* L.) сорта «18 дней». Для оценки фитотоксичности из каждого вегетационного сосуда через 30 суток после загрязнения было отобрано по 40 г почвы в 3-кратной повторности. Данную навеску почвы помещали в чашки Петри, увлажняли до 80% полной влагоемкости и перемешивали до однородной. Через 7 дней после начала эксперимента редис извлекали из почвы и определяли всхожесть и длину корней и побегов.

В результате исследования было установлено снижение показателей фитотоксичности (всхожести, длины корней и длины побегов) в бурой лесной почве после загрязнения PtO₂. Отмечается прямая корреляция степени снижения показателей от дозы загрязняющего вещества: чем выше доза, тем сильнее снижение. Всхожесть снижается на 15–25%, длина корней на 11-67 %, длина побегов на 9-33%. При этом достоверное снижение показателей наблюдается уже при минимально исследуемой концентрации 0,01 мг/кг. Наибольшее воздействие на все исследуемые показатели оказывает концентрация 100 мг/кг. Аналогичные результаты были получены ранее при исследовании чувствительности чернозема обыкновенного к загрязнению разных форм Pt по показателям фитотоксичности [2]. Наиболее чувствительным исследуемым показателем фитотоксичности к загрязнению PtO₂ оказался показатель длины корней. Все исследуемые показатели обладают высокой чувствительностью и информативностью (коэффициент корреляции -0,75 для всхожести, и -0,71 для длины корней, – 0,89 для длины побегов), что подтверждает возможность их использования в биодиагностике устойчивости бурой лесной почвы к загрязнению платиной.

Таким образом, установлен существенное изменение показателей фитотоксичности бурой лесной почвы после загрязнения оксидом платины. Данная работа подтверждает необходимость дальнейшего изучения влияния соединений платины на свойства почв.

Финансирование. Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда №22-74-00080, <https://rscf.ru/project/22-74-00080/>.

Литература

1. Казеев К.Ш., Колесников С.И. Биодиагностика почв: методология и методы исследований. Ростов-на-Дону: Изд-во Южного фед. ун-та, 2012. 260 с.
2. Тимошенко А.Н., Колесников С.И., Кабакова В.С. Евстегнеева Н.А., Минникова Т.В., Цепина Н.И., Казеев К.Ш. Оценка фитотоксичности платины для разных сельскохозяйственных культур // *Агрехимический вестник*. – 2023. – № 2. – С. 38-42. – DOI 10.24412/1029-2551-2023-2-006.
3. Ávila M.I.A., Toledo-Carrillo E., Dutta J. Improved chlorate production with platinum nanoparticles deposited on fluorinated activated carbon cloth electrodes // *Cleaner Engineering and Technology*, 2020, V. 1. – P. 100016. <https://doi.org/10.1016/j.clet.2020.100016>.
4. Bloch K., Pardesi K., Satriano C., Ghosh S. Bacteriogenic Platinum Nanoparticles for Application in Nanomedicine // *Frontiers in Chemistry* 2021, V. 9. – P. 624344. <https://doi.org/10.3389/fchem.2021.624344>
5. Jan N., Majeed N., Ahmad M., Ahmad Lone W., John R. Nanopollution: Why it should worry us? // *Chemosphere*, 2022, V. 302. – P. 134746. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134746>
6. Jung T.K., Joh D.W., Lee S.Y., Choi M.S., HYUN S.K., Lee H.S. Mechanical alloying of platinum with 5% ZrO₂ nanoparticles for glass making tools // *Transactions of Nonferrous Metals Society of China* 2014, V.24. – P. 99-105, 1003-6326. [https://doi.org/10.1016/S1003-6326\(14\)63294-5](https://doi.org/10.1016/S1003-6326(14)63294-5).
7. Komendova R., Zidek J., Berka M., Jemelkova M., Rezacova V., Conte P., Kucerik J. Small-sized platinum nanoparticles in soil organic matter: Influence on water holding capacity, evaporation and structural rigidity // *Science of The Total Environment*, 2019, V.694. – P.133822. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133822>
8. Lévay K., Kárpáti T., Hegedűs L. Selective hydrogenation of benzonitrile and its homologues to primary amines over platinum // *Journal of Industrial and Engineering Chemistry* 2021, V. 101. – P. 279-292, 1226-086X, <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2021.06.002>.
9. Shara S., Shahsavaria E., Reith F., Alghamdib O. A., Yamanib H. A., AlJudaibib A., Donnere E., Vasileiadisf S., Ball A. S. Dose-related changes in respiration and enzymatic activities in soils amended with mobile platinum and gold // *Applied Soil Ecology*, 2021, V.157. – P. 103727. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103727>
10. Zereini F., Wiseman C.L.S. *Platinum Metals in the Environment*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 2015. – 492 pp.

БИОТЕСТИРОВАНИЕ ТОКСИЧНОСТИ ВОД ВОЛЫНЦЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА С ПРИМЕНЕНИЕМ МЕТОДОВ ФЛУОРИМЕТРИИ

Чуфицкий С.В.

*Донецкий государственный университет,
биологический факультет, Донецк, Россия
chufitsky@donnu.ru*

При исследовании состояния поверхностных вод Волынцевского водохранилища мониторинговые точки выбирали таким образом, чтобы наиболее полно учесть все источники загрязнения, которыми являются сточные шахтные воды.

При разработке методики по оценке токсичности проб воды за основу были взяты рекомендации Р 52.24.808–2014. В качестве тест-объекта использовали культуру *Chlorella sorokiniana*. В отличие от предложенных рекомендаций вместо спектрофотометрического определения содержания хлорофилла *a* в исследуемых пробах, выполняли флуориметрическое определение содержания фотопигмента, а также регистрировали кривые индукции флуоресценции и световые кривые флуоресценции хлорофилла с целью более точного определения состояния тест-культуры фитопланктона. Флуориметрический анализ проб воды проводился с помощью флуориметров Phyto-PAM (Walz, Германия) и ФС-2 (СКТБ «Турбулентность» ДонГУ).

При оценке содержания хлорофилла и скорости роста тест-культуры *Chlorella sorokiniana* острого токсического действия ни для одной из исследуемых проб выявлено не было, тогда как при 96-часовой экспозиции было установлено хроническое токсическое действие фильтрата воды из Волынцевского водохранилища.

При регистрации световых кривых флуоресценции было выявлено негативное воздействие фильтрата из б. Должик и р. Булавин на скорость электронного транспорта и квантовый выход клеток тест-культуры, что является следствием попадания шахтных стоков в поверхностные воды.

При оценке параметров кривых индукции флуоресценции было подтверждено негативное воздействие проб воды из Волынецовского водохранилища, б. Должик и р. Булавин на клетки тест-культуры, а также были получены данные о стимулирующем фотосинтетическую активность воздействии фильтрата из северных притоков водохранилища. Наибольшие изменения в работе фотосистемы II клеток *Chlorella sorokiniana* происходило на участке первичного хинона Q_a , что выражалось в изменении максимальной скорости его восстановления и снижении вероятности транспорта электронов ко вторичному хинону.

При биотестировании проб воды было установлено токсическое действие на тест-культуру. Но при этом также были получены результаты, указывающие на негативное воздействие на физиологическое состояние фитопланктона проб воды, для которых не было установлено достоверного токсического действия. Таким образом, результаты флуориметрических методик регистрации световых и индукционных кривых флуоресценции хлорофилла согласуются с результатами рекомендуемой методики биотестирования, но кроме того дают возможность получить более полное представление о состоянии тест-объекта, описывая изменения в функциональном состоянии фотосинтетического аппарата и эффективности его функционирования.

ФИНАНСОВЫЕ ПАРТНЕРЫ ФОРУМА



Фонд поддержки производителей органической продукции (Фонд «Органика»)

создан в сентябре 2021 года по инициативе АО Россельхозбанк».

Миссия Фонда – содействие формированию культуры потребления органической продукции.

Основные направления деятельности Фонда «Органика»:

- Активация потребительского спроса на органическую продукцию.
- Развитие каналов сбыта.
- Поддержка производителей органической продукции.
- Развитие партнерских отношений.

Для активации потребительского спроса Фонд организует конкурс среди школьников на знание темы органической продукции с целью стимулирования интереса аудитории образовательных организаций к органической продукции; занимается популяризацией органики, ведет соцсети и RuTube-канал. На сайте Фонда (<https://organicfund.ru/>) также функционирует Информационный портал органики (<https://organicfund.ru/potrebitelyam/informacionnyi-portal-organiki/>), где можно найти самую актуальную информацию обо всех российских производителях органической продукции, каналах сбыта, биопрепаратах, разрешенных в органическом сельском хозяйстве, о производителях сельхозтехники и многое другое!

С целью развития каналов сбыта Фонд выступает финансовым партнером и соорганизатором таких конкурсов, как WorldFood Organic и Конкурс на соискание премии за достижения в развитии российской органической продукции (<https://roskachestvo.gov.ru/organic/contest/>); является партнером таких фестивалей как «Хутор Фест» в Ростовской области и Organic Summer в Санкт-Петербурге.

С целью поддержки производителей органической продукции Фонд проводит конкурс грантов на сертификацию органической продукции; организует стажировки для производителей на базе органических хозяйств России и зарубежья, формирует коллективные стенды производителей органической продукции на отраслевых выставках, как WorldFood Moscow (<https://world-food.ru/>), «ЭкоГородЭкспо» (<https://ecogorod-expo.ru/>), «Золотая осень» (<http://goldenautumn.moscow/>), которые традиционно проходят ежегодно.

Фонд активно развивает партнерские отношения с отраслевыми союзами, ассоциациями, производителями органики, выступает местом встречи экспертов отрасли.

Подробнее узнать о деятельности Фонда можно в соцсетях!

<https://vk.com/organicfund>

<https://t.me/organicfundru>

<https://rutube.ru/channel/25582422/>



ООО «Иннагро» — создано в 2021 году Фондом «Национальное интеллектуальное развитие» (бренд «Иннопрактика»). Компания занимается управлением программой испытаний инновационных препаратов для устойчивого сельского хозяйства, а также реализует биологические средства защиты растений, кормовые пробиотические добавки для животных и птицы, биоконсерванты для заготовки и другие разработки ведущих российских ученых. Миссия компании — развитие биологизации агропромышленного комплекса России посредством продвижения микробиологических разработок.



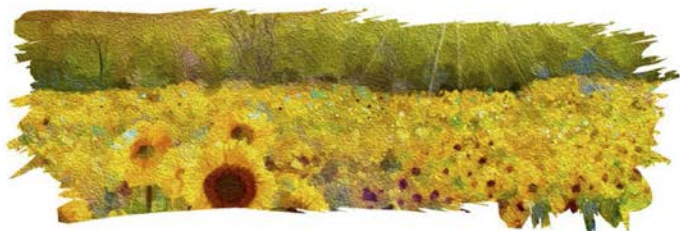
иннагро

**Инновационные российские препараты
для устойчивого сельского хозяйства**

Плантарел, ВР

На основе супрамолекулярного комплекса коллоидного серебра и биологически активного полимера

Универсальный стимулятор роста с фитопротекторным действием



до **50%** снижение фунгицидной нагрузки на агроценозы

до **25%** повышение урожайности

до **97%** защита от болезней

ООО «Иннагро», ОГРН 1217700123970. Плантарел, ВР; регистрационный номер 734-07-3223-1 до 14.07.2031. Указанные данные об эффективности препарата опираются на результаты 600+ испытаний в 35 регионах России.

+7 495 795 74 53 www.innagro.ru
+7 967 128 46 67 info@innagro.ru





ООО "ЕВРОПОЛИТЕСТ" – отечественный производитель оборудования для экологического мониторинга окружающей среды, в частности для автоматизации биотестов под торговыми названиями:

- Климатостаты (Р2, В2, В3, В4)
- Культиваторы серии КВ (05, 06, 07, 08)
- Культиваторы серии КВМ (05, 06, 07, 08)
- Устройства экспозиции серии УЭР (03, 04, 05)

- БиоЛаТ – автоматизированный программно-технический комплекс биотестирования
- Измеритель плотности суспензии водоросли серии ИПС (ИПС-03)
- Флуориметр изучения флуоресценции хлорофилла серии «Фотон» (Фотон-10)

Сегодня компания выпускает обновленные климатостаты серии «Р» и «В» в которых улучшены технические характеристики и значительно расширены функциональные возможности. Компания открыта к сотрудничеству со всеми российскими учеными, работающими в области биотестирования.

Новые разработки уже замечены и признаны. За 2021 и 2022 годы поставлено более сорока климатостатов, производства ООО «Европолитест» с сенсорным управлением и более ста приборов других типов и моделей.



Продукция компании представлена в народном каталоге лабораторной продукции российского и белорусского производства, подготовленном командой глобального российского проекта «НАША ЛАБА».

Вся производимая продукция выпускается по собственным техническим условиям и конструкторской документации, сертифицирована на соответствие ТУ, задекларирована на соответствие техническому регламенту таможенного союза. Испытательное оборудование поставляется с программой и методикой аттестации, проходит первичную аттестацию, поставляется с протоколом и аттестатом первичной аттестации. Средства измерения внесены в государственный реестр средств измерений и поставляются с первичной поверкой.

Предлагаются поставки как комплектов оборудования, так и отдельных его частей, инструктаж пользователей на предприятии заказчика или организация курсов повышения квалификации на базе ЛЭТАП МГУ или ООО «Акварос», Москва.

ООО «Европолитест» готово сотрудничать с региональными представителями.

ООО «Европолитест» предоставляет полный комплекс услуг по решению проблем биотестирования в экоаналитических лабораториях:

- оборудование для биотестирования
- методики биотестирования
- обучение пользователей
- установка оборудования на местах
- гарантийное и сервисное сопровождение.

По всем вопросам обращайтесь в ООО «Европолитест»

Тел./факс: (499) 500 14 28 E-mail: info@europolytest.ru

Моб. Тел.: (903) 208 19 28 E-mail: europolytest@mail.ru

Контактное лицо: Ермаков Алексей Евгеньевич



ФосАгро – российская вертикально-интегрированная компания, один из ведущих мировых производителей фосфорсодержащих удобрений.

Наша экологически безопасная продукция помогает повышать объемы и качество урожая фермерам в порядка 100 странах мира на всех обитаемых континентах. Мы производим более 57 марок минеральных удобрений, аммиак и кормовые фосфаты, высокосортное фосфатное сырье с содержанием P_2O_5 39% и более (апатитовый концентрат).

В Группу «ФосАгро» входят АО «Апатит» в Череповце (Вологодская обл.), его филиалы в Кировске (Мурманская обл.), Балаково (Саратовская обл.) и Волхове (Ленинградская обл.), ООО «ФосАгро-Регион» и АО «Научно-исследовательский институт по удобрениям и инсектофунгицидам имени профессора Я.В.Самойлова».

Сайт: <https://www.phosagro.ru/>



ООО «БИОТЕХКОМП» – компания из рода Тольятти, продвигающая собственные инновационные разработки по сбору цианобактерий с поверхности воды, а также внедряющая технологии по утилизации целого спектра органических отходов. Продуктом являются органические, экологически чистые удобрения, а также разрабатываемые экотехнологии переработки отходов.

Команда изобретателей работает в тесном сотрудничестве с учеными, что позволяет создавать собственное оборудование и технологии для сбора и переработки органики.



Сайт: <https://biotechkomp.ru>

E-mail: bio.eco.prom@yandex.ru

Генеральный директор: Чистов Александр Викторович avchist@mail.ru

Компания ТЕХНИКОЛЬ – ведущий международный производитель надежных и эффективных строительных материалов и систем. Одним из продуктовых направлений компании является производство субстратов SPELAND и SPELAND ECO на основе каменной ваты для гидропонного выращивания растений.

Основным сырьем для производства субстратов является экологически чистые, натуральные и безопасные компоненты - горные породы габбро-базальтовой группы.



Фото сайта www.speland.com



Заводы по производству субстратов расположены в Рязани и Заинске. Заводы оснащены современным европейским оборудованием. На базе заводов организованы отделы контроля качества с собственными аттестованными лабораториями. Экологичность и безопасность субстратов SPELAND и SPELAND ECO подтверждена санитарно-эпидемиологической экспертизой.

Сайт: www.speland.com



ООО «Хэбараги» - компания, производящая регуляторы роста растений, удобрения и пестициды на основе активированного коллоидного серебра.

Технология защищена патентами более, чем в 20 странах мира.

По вопросам сотрудничества просьба обращаться по адресу: mail@haebaragi.ru

Сайт: <https://haebaragi.ru>



ООО «БИОТА» разрабатывает и развивает масштабное производство новых биологических средств защиты растений:

- действующее вещество которых защищено от основного антагониста – ультрафиолета, что обеспечивает повышение эффективности и пролонгированное действие до 30 раз – до месяца вместо 1 дня.

Первый биопестицид пролонгированного действия в препаративной форме микроконтейнеры «Биостоп Супер» зарегистрирован Минсельхозом России в апреле 2023 г.

- комплексную систему защиты и подкормки растений с использованием биопрепаратов (Система «Круговорот»), позволяющую за счет последовательных стандартных обработок смесью препаратов по прошествии 3-4-х лет достигнуть перехода на нулевую технологию (земледелие без механической обработки земли), снизить расход минеральных удобрений в 3-5 раз, значительно снизить финансовые затраты на средства защиты растений, добиться увеличения запасов гумуса в почве,

практически полностью исключить риски поражения растений болезнями и вредителями за счет формирования безопасного ландшафта.

В 2021 г. биоинсектицид "БИОСТОП", производимый ООО «БИОТА», первым из российских средств защиты растений внесен ECOCERT (www.inputs.bio) в международный реестр средств для органического сельского хозяйства.

Сайт: <https://biopesticidy.ru/>



ООО НПИ «Биопрепараты» - уникальный био завод, решающий экологические и ресурсосберегающие проблемы в сельскохозяйственном производстве. На заводе разрабатывается и производится широкий спектр биопрепаратов (60 наименований) для растениеводства, консервирования кормов и животноводства. Экономическая эффективность биопрепаратов в среднем: на зернобобовых культурах – 19-50%; на зерновых – 17-34%, на технических 13-29%; на овощных 18-46%.



Производственная деятельность ООО НПИ «Биопрепараты» основывается на науке в рамках биологизированной системы земледелия, учитывает актуальные проблемы и особую значимость сохранения и приумножения плодородия почв, увеличение разнообразия полезной биоты в почве и снижение ее утомляемости. Компания сотрудничает с учеными Академии наук Татарстана, участвует в научно-практических конференциях, семинарах, в разработке методических рекомендаций в рамках научного обеспечения агропромышленного комплекса.

Среди продукции компании микробиологические удобрения Ризовирт и Татфармат, биофунгицид широкого спектра действия Фитотрикс, зарегистрированные в каталоге разрешенных пестицидов и агрохимикатов для органического растениеводства.

Сайт: <https://biopreparaty.ru/>



Компания «ЦИОН РУС» занимается производством и продажей ионитных питательных субстратов ТМ ЦИОН для выращивания растений на любом грунте по технологии ионитопоники. Субстраты ЦИОН (ZION) разработаны совместно с Институтом физико-органической химии Национальной академии наук Республики Беларусь.



ЦИОН содержит в своем составе все питательные вещества, необходимые для качественного и гармоничного роста растений. Он обладает пролонгированным действием и является 100% экологичной добавкой к грунту благодаря тому, что производится на основе природного минерала вулканического происхождения – цеолита. Благодаря высокому содержанию элементов питания и уникальному принципу действия ионитные субстраты ЦИОН обеспечивают интенсивный рост растений, развитие сильной корневой системы, повышают урожайность зеленных, овощных и плодово-ягодных культур, сокращают сроки созревания урожая. ЦИОН может использоваться как самостоятельно, так и в виде малых корректирующих добавок к любым основам (обедненные и деградированные грунты, пески, перлит, вермикулит, разбалансированная почва любого состава и др.).

Сайт: <https://www.zion-rus.ru>

ИНГОССТРАХ

Страховое публичное акционерное общество (СПАО) «Ингосстрах» — универсальный страховщик федерального уровня. В 2007 году "Ингосстрах" входил в число страховых компаний-основателей Национального союза агостраховщиков (НСА) и с самого начала принимал активное участие в развитии рынка страхования сельскохозяйственных рисков — в том числе, в разработке федерального закона № 260 о господдержке агострахования, который был впервые принят в России в 2011 году. С 2020 года, реализуя программы по страхованию урожая, животных, сельскохозяйственной техники и имущества АПК., компания смогла увеличить объемы страхования по данному направлению более чем в 3 раза.

Сайт: <https://www.ingos.ru/corporate/agriculture/harvest>

ИНФОРМАЦИОННЫЕ ПАРТНЕРЫ ФОРУМА

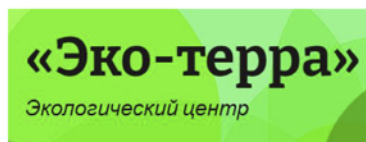


Иннопрактика

В 2012 г. были учреждены Фонд поддержки научно-проектной деятельности студентов, аспирантов и молодых ученых «Национальное интеллектуальное развитие» и Центр национального интеллектуального резерва МГУ. В 2013 г. эти организации стали работать под брендом «Иннопрактика».

Сайт <https://innopraktika.ru>

Компания «Иннопрактика» - негосударственный институт развития, миссией которого является содействие росту национального человеческого капитала России путем формирования благоприятных условий для создания новых технологий и продуктов.



ООО «Эко-терра» - компания, осуществляющая научные исследования и разработки в области естественных наук, мониторинг загрязнения окружающей среды для физических и юридических лиц.

По вопросам сотрудничества обращаться по адресу: eco-terra_ooo@mail.ru



Ботанический сад МГУ - уникальные экологические системы, вписанные в урбанистический ландшафт мегаполиса, что позволяет использовать их как базу для научных наблюдений, экологического мониторинга, экскурсий, полевой практики студентов, а также разнообразных экологических образовательных проектов. Основой Сада являются коллекции живых растений, ради сохранения, развития и изучения которых Сад и существует: плодовых растений, древовидных пионов, декоративных растений (ирисов, гемерокаллисов, сирени, пионов, роз) и др. Приглашаем посетить Ботанический сад!

Сайт: <https://botsad.msu.ru>

Журнал «Теоретическая и прикладная экология»



Журнал «Теоретическая и прикладная экология» публикует материалы фундаментальных и прикладных научных исследований в области экологически безопасного развития экономики, сохранения недр и устойчивости биосферы, рационального потребления природных ресурсов. Журнал предоставляет непосредственный открытый доступ к своему контенту. Журнал включен в российские и международные базы данных, включая RSCI на платформе Web of Science, Scopus и Российский индекс научного цитирования (РИНЦ). (см. <http://envjournal.ru>)

Журнал «Биосфера»

Редакция журнала "Биосфера" (входит в "Список ВАК" и "Ядро РИНЦ") готова рассмотреть возможность разместить в очередных номерах материалы форума как статьи, оформленные соответственно правилам журнала (см. <http://21bs.ru>) и допущенные к публикации по результатам рецензирования.



АВТОРСКИЙ УКАЗАТЕЛЬ

- Bauer T. 209
Gorovtsov A. 209
Kozmenko S. 209
Rajput P. 209
Rajput V.D. 209
Ren X. 163
Sushkova S. 209
Хue W. 163
Zeng M. 163
Азарин К.В. 5
Айдыралиева Ч.Б. 11
Астайкина А.А. 182
Ашихмина Т.Я. 138
Бардина В.И. 18
Бардина Т.В. 23, 100
Бахмет О.Н. 80
Богословский К.Д. 33
Бурачевская М.В. 28, 247
Войтенко Р.Е. 33
Волкова В.Д. 38
Воронина Л.П. 95
Гладченко М.А. 176
Григорьева И.Ю. 45, 176, 202
Гусев Ю.С. 53
Дабах Е.В. 60, 138
Данилова М.А. 213
Дегтярёв М.И. 278
Денисюк А.В. 189
Деревенец Е.Н. 66
Донерьян Л.Г. 74
Дубина-Чехович Е.В. 80
Евстегнеева Н.А. 133, 285
Житкова А.А. 189
Золотарева О.А. 88
Зоткина А.В. 242
Иксанова Т.И. 95
Ипатов В.И. 150
Казеев К.Ш. 282
Кантор Г.Я. 60
Капелькина Л.П. 23, 100
Кобякова Т.И. 106
Ковалева Е.И. 112
Кожевин П.А. 119
Козьменко С.В. 247
Колесников С.И. 127, 133, 260
Колосова Е.М. 232
Кондакова Л.В. 60, 138
Коротченко И.С. 145
Кошелева И.С. 53
Краснова А.Н. 196
Кратасюк В.А. 232
Кузнецова Н.А. 227
Кузянов Д.А. 53
Кулачкова С.А. 66, 182
Кутявина Т.И. 60
Лазарева А.М. 150
Лацынник Е.С. 28
Липатов Д.Н. 155
Лучкина О.С. 253
Мамонова И.А. 53

- Морковкин Г.Г. 33
Машкин П.В. 163
Минкина Т.М. 28, 196
Минникова Т.В. 171
Морозов А.В. 176
Невидомская Д.Г. 196
Нестеров В.Н. 219
Николаева О.В. 182
Овсянкина С.В. 145
Ольшанский В.М. 163
Пачулия В.Б. 189
Переломов Л.В. 247
Петрова Ю.Ю. 232
Плеханова И.О. 88
Польшина Т.Н. 196
Пэн Ичжоу 202
Рахлеева А.А. 213
Розенцвет О.А. 219
Розенцвет В.А. 219
Русева А.С. 171
Садов С.С. 45
Сазыкина М.А. 280
Семенов А.М. 223
Собина А.С. 282
Стрючкова А.В. 227
Сутормин О.С. 232
Терехова В.А. 38, 213, 237, 253
Терешина В.М. 253
Тимофеев М.А. 242
Тимошенко А.Н. 285
Тригуб А.Г. 189
Трофимов С.Я. 112
Усатов А.В. 5
Уфимцева Л.В. 106
Федоренко Е.С. 28, 247
Федосеева Е.В. 38, 253
Худайбергенова Б.М. 11
Цепина Н.И. 260
Чаплыгин В.А. 267
Четвериков С.П. 272
Чистова О.А. 182
Чуфицкий С.В. 288
Шарипов Д.А. 272
Щербаков А.П. 28
Эрдниев Л.П. 53
Януцевич Е.А. 253

Научное издание

Материалы IV международного симпозиума
«Биодиагностика и экологическая оценка окружающей среды:
современные технологии, проблемы и решения»

*28-31 августа 2023, Москва,
МГУ имени М.В.Ломоносова*

Оригинал-макет:

к.б.н. Морачевская Е.В., к.б.н. Зимин Д.А.

Дизайн обложки:

Козлов И.А.

ISBN 978-5-6049991-7-2

Подписано в печать 28.08.2023.
Бумага офсетная. Формат 60x84/16.
Гарнитура Times New Roman.
Тираж 100 экз. Заказ № 5035/32.
Постер-М
119296, Москва, ул. Молодежная, 3



ПОЧВЕННЫЙ ИНСТИТУТ
ИМЕНИ В.В. ДОКУЧАЕВА



ИПЭЭ
РАН



ИННОПРАКТИКА



иннагро



ЛИГНОГУМАТ

МЕЖДУНАРОДНЫЙ ФОРУМ

АГРОБИ
ТЕХНОЛ  **ГИИ**

ДОСТИЖЕНИЯ И ПЕРСПЕКТИВЫ РАЗВИТИЯ

