Doi: 10.24412/2782-3237-2026-3-4-134-148 УДК 502, 521

Влияние уровня pH почвы на результаты ее биотестирования

А.М. Шеромов, А.С. Олькова*

Вятский государственный университет,
РФ, 610000, Киров, ул. Московская, д. 36

*Адрес для переписки: *sheromov.anton@mail.ru*

Реферат. Физико-химические свойства почв, включая кислотность, определяют научно-практическую проблему интерпретации результатов их биотестирования. Токсичность тяжелых металлов (ТМ) – распространенных загрязнителей почвы – также может изменяться в зависимости от почвенных свойств. Целью работы было определение биотеста из числа экспрессных, толерантного к низкому уровню pH и чувствительного к загрязнению почвы ТМ, в условиях лабораторного моделирования. Подзолистая почва (отбор из ельника зеленомошника, Кировская область, Россия) культивировались 30 дней в двух основных экспериментальных сериях: с внесением добавок солей меди и цинка (1.5 и 25 ОДК) на фоне естественной высокой кислотности (pH=4.62), а также с аналогичным загрязнением и нейтрализацией pH доломитной мукой. Биотестирование водных вытяжек из почв (1:4) проводили с использованием инфузорий *Paramecium caudatum* Ehrenberg и *Escherichia coli* Migula (препарат «Эколюм»). Результаты биотестов выявили большую отзывчивость *E. coli* относительно *P. caudatum* к токсическому действию ТМ. Высокие индексы токсичности в тесте по *E. coli* фиксировали, начиная со значений 5 ОДК меди (330 мг/кг) и 1 ОДК цинка (110 мг/кг) для сильнокислых почв, 25 ОДК цинка (2750 мг/кг) – для слабокислых после раскисления доломитом. Исходя из полученных результатов, для организации экологического контроля и мониторинга кислых почв, рекомендуется использовать биотест на основе *E. coli* как толерантный к повышенной кислотности.

Ключевые слова. Почва, кислотность, тяжелые металлы, биотестирование, *Paramecium caudatum*, *Escherichia coli*.

Influence of soil acidity on the results of bioassay

A.M. Sheromov, A S. Olkova

Vyatka State University,
36, Moskovskaya, 610000, Kirov, Russian Federation

*Correspondence address: *sheromov.anton@mail.ru*

Summary. The physicochemical properties of soil, including acidity, determine the scientific validity of interpreting bioassay results. The toxicity of heavy metals (HM), as common soil pollutants, may vary depending on soil

properties. This study aimed to develop a rapid bioassay method that is tolerant of low pH values and sensitive to heavy metal pollution in soil under simulated laboratory conditions. Podzol from a spruce forest in Kirov Oblast, Russia, was cultured for 30 days in two main experimental groups: one group was treated with copper and zinc salts under naturally high acidity (pH = 4.62), while the other group was treated under similar pollution conditions with pH neutralization using dolomite powder. Bioassays of the water extract (1:4) were performed using the ciliate *Paramecium caudatum* Ehrenberg and *Escherichia coli* Migula («Ecolum»). The bioassay results showed that *Escherichia coli* was more sensitive to heavy metal toxicity than *Pseudomonas caudatum*. High toxicity index was recorded in *E. coli* tests: 330 mg/kg for copper and 110 mg/kg for zinc in strongly acidic soils, and 2750 mg/kg for zinc in weakly acidic soils after dolomite was added. Based on these results, it is recommended to use *E. coli*-based bioassays for environmental control and acid soil monitoring, as *E. coli* exhibits high tolerance to acidic environments.

Keywords. Soil, acidity, heavy metals, bioassay, *Paramecium caudatum*, *Escherichia coli*.

Введение

Почвы являются сложными объектами для биотестирования, поскольку их физико-химический состав колеблется в широком диапазоне. Так, содержание органического вещества, концентрация которого в пробе, как правило, коррелирует со снижением её токсичности (van Hall, 2013), может колебаться в почвах от 0.3 до 10% (Семенов, Когут, 2015). Гранулометрический состав, выражающий соотношение песка, глины, ила и других компонентов, также является индивидуальным для каждой отдельной почвы (Шеин и др., 2006), что влияет на ход анализа и результат биотеста.

Сложный состав определяет многие свойства, включая гигроскопичность, пористость, а также кислотность почв. Для южных регионов нашей страны характерны чернозёмы и каштановые почвы с нейтральным и слабощелочным уровнем pH в районе 7.0-7.5, а при переходе в центральные (серые лесные почвы, дерново-подзолистые почвы) и северные (подзолистые почвы, тундровые почвы) регионы реакция среды смещается в кислую сторону (pH = 3.2-6.5) (Наумов, 2022). Такое зональное распределение в первую очередь является следствием генезиса почв: повышенное содержание карбонатов кальция и воды обуславливают высокие значения pH, а постоянное поступление органических кислот, засуха или переменное увлажнение – низкие (Thomas, 1996).

Кислые почвы с преобладанием подзолистого процесса формируются в экосистемах хвойных лесов. По данным российской государственной инвентаризации лесов, на лесных землях преобладают именно хвойные породы, которые занимают 56.2% лесной площади. Среди лесообразующих пород четвёртое место по площади занимают насаждения ели (ели сибирская и европейская) (Паленова, 2024; Рысин, Савельева, 2022). Высокая доля безлесных

территорий в таёжной природной зоне в силу генезиса сохраняет высокий уровень кислотности, что обусловливает не только особенности ведения хозяйства на данных территориях, но и такой научно-практический интерес, как оценка их экологического состояния.

Повышенная доступность металлов в условиях закисления почвы оказывает пагубное действие на почвенную биоту. К наиболее распространенным металлам-загрязнителям можно отнести хром, медь, цинк, кадмий. Так, транспортное загрязнение приводит к повышению содержания в почве цинка (Парфенова, 2011), теплоэнергетика является источником хрома и никеля (Özkul, 2016), коммунальное хозяйство, включая оборот отходов – меди (Wang et al., 2021).

Увеличение содержания подвижных форм определяет снижение способности почвы защищать сопредельные среды от загрязнения, влияя на качество вод, микрофауну и растения (Сердюкова, 2017). Постоянный экомониторинг с использованием организмов-биотестов может позволить своевременно выявить начало токсического эффекта, что, в свою очередь, поможет повысить эффективность ремедиации (Васильев и др., 2012). При этом необходимо выбирать биотесты чувствительные к загрязнению, но толерантные к кислому уровню pH.

В методологии биотестирования в настоящее время существует разграничение тест-организмов, предназначенных для оценки качества сред с повышенной минерализацией (ФР 1.39.2006.02505) и без таковой нагрузки. На основе научных данных можно подобрать организмы, устойчивые к высокому содержанию органического вещества природного происхождения. Это такие сапробные организмы как *Daphnia magna* Straus и *Paramecium caudatum* Ehrenberg (Цалолихина, 1995; Чертопруд, 2021). Однако, несмотря на весьма распространённую проблему колебания уровня pH в средах, поступающих на биотестирование, вопрос об использовании для кислых сред организмов, толерантных к уровню pH остается не решенным. Практически во всех национальных и международных протоколах биотестирования при отклонении уровня pH от оптимального для тест-организмов, рекомендуется нейтрализовать тестируемую среду. Однако, изменение свойств почвы в соответствии с требованиями методики может повлиять на биодоступность металлов, что приведёт к ошибочной оценке экологических рисков.

В литературе сведения об организмах, рекомендуемых для биотестирования кислых почв ограничены. Так, в обзоре (Chapman et al., 2013) к перспективным организмам отнесены: дождевой червь *Dendrobaena octaedra* Savigny, ногохвостка *Folsomia candida* Willem, нематода *Caenorhabditis elegans* Maupas, орибатида *Oppia nitens* Koch, репа *Brassica rapa* L., клевер луговой *Trifolium pratense* L., лук репчатый *Allium cepa* L., дуб красный *Quercus rubra* L. и клен красный *Acer rubrum* L.. Для слабокислых или близких к нейтральным почвам (pH 4.88-5.70) предложен водорослевый неинвазивный тест, при этом авторы признают, что для сильнокислых почв он не подходит (Nam et al., 2025).

Целью работы было определение биотеста из числа экспрессных, толерантного к низкому уровню pH и чувствительного к загрязнению почвы ТМ, в условиях лабораторного моделирования.

Методы и материалы

В качестве объекта для постановки модельного опыта использовали смешанную пробу, отобранную в верхнем генетическом горизонте лесной подзолистой почвы (фитоценоз – ельник-брусничник приспевающий), отличающейся сильнокислым уровнем pH (4.62). Участок отбора почвы для эксперимента был расположен в подзоне средней тайги, на равнинной не затапливаемой территории, удаленной от промышленных предприятий ближайшего г. Киров на 23 км (Россия, Кировская область). В данной контрольной почве атомно-абсорбционным методом (ФР.1.31.2018.31189) были определены валовые концентрации ТМ, обычно ассоциирующихся с антропогенным загрязнением: Cu 7.1 мг/кг, Zn 38.3 мг/кг, Pb 5.5 мг/кг, Ni 15.9 мг/кг. Согласно СанПиН (СанПиН 1.2.3685-21, 2021), почва не имела исходного загрязнения.

Моделировали влияние двух уровней pH почвы на реакцию тест-организмов к возрастающему загрязнению медью и цинком. Первый уровень pH задавался естественной сильнокислой реакцией подзолистой почвы, незначительно варьирующей в результате добавок солей металлов. Второй уровень pH достигался добавкой муки доломита, используемого для раскисления почвы, из расчета 50 г на 1 кг почвы.

Загрязнение почвы создавали путем внесения в нее растворов солей $CuCl_2 \cdot 2H_2O$ и $ZnCl_2$ с концентрациями металлов, соответствующими 1, 5 и 25 ОДК валовым (СанПиН 1.2.3685-21, 2021). Культивирование полученных вариантов почвы проводили в пластиковых контейнерах в течение 30 суток, поддерживая уровень влаги 60% гравиметрическим методом. По окончанию опыта почвы высушивали на воздухе и просеивали через сито с размером ячейки 3 мм. Совокупность опытных вариантов представлена на рис. 1.

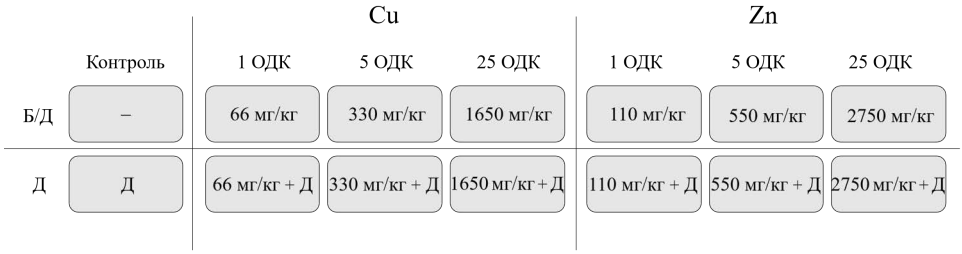


Рисунок 1. Схема эксперимента. Условные обозначения: Б/Д – без внесения доломита, Д – с доломитом

Figure 1. Experimental concentrations. Legend: Б/Д – without dolomite application, Д – with dolomite

Кислотность образцов почвы контролировали методом экстракции с использованием водного раствора KCl (ГОСТ 26483-85, 1986). Для этого к 30

г почвы приливали 75 мл экстрагента, перемешивали в течение 1 минуты и измеряли значение в суспензии на pH-метре pH-150МИ (Россия).

Водную вытяжку для биотестирования готовили на дистиллированной воде, смешивая ее с почвой в отношении 4:1 соответственно. Суспензию перемешивали на лабораторном шейкере LOIP LS-110 (Россия) в течение 2 часов и после отстаивания фильтровали через сухой складчатый фильтр для удаления твердых примесей и устранения мутности. Полученные водные вытяжки тестировали в день проведения эксперимента.

Влияния кислотности почвы на результаты биотестирования оценивали по значениям индексов токсичности, полученных в острых опытах. В качестве тест-объектов использовали инфузорий *Paramecium caudatum* Ehrenberg, культивируемых самостоятельно, и рекомбинантный штамм *Escherichia coli* Migula, закупаемых в виде препарата «Эколюм».

Определение токсичности с использованием инфузорий основано на их способности двигаться по градиенту концентраций, образующемуся за счет наслоения водной вытяжки на взвесь инфузорий в загустителе (ФР.1.39.2015. 19243, 2015). Уменьшение количества инфузорий в верхней части кюветы относительно контрольной говорит о наличии в пробе токсических веществ. Подсчет тест-организмов производили автоматически на приборе «Биотестер-2».

Установка индекса токсичности с использованием препарата «Эколюм» основана на способности штамма бактерий к биолюминесценции (ПНД Ф Т 14.1 :2:3:4.11-04, 2010). О токсичности пробы судят по снижению свечения бактериальной суспензии. Увеличение свечения называют эффектом стимуляции и, в соответствии с методикой, приравнивают к отсутствию токсического действия. Интенсивность свечения определяли на приборе «Биотокс-10».

В обоих вариантах опыта индекс токсичности рассчитывали как отношение разницы контрольного и опытного значений к контрольному. Степень токсичности определяли в соответствии с классификациями, предписанными методиками (табл. 1).

Таблица 1. Классификация степени токсичности по величине индекса токсичности

Table 1. Toxicity index-based classification

Степень токсичности	***P. caudatum***	***E. coli***
Допустимая степень токсичности	менее 0.40	менее 0.20
Умеренная степень токсичности	от 0.40 до 0.70	от 0.20 до 0.49
Высокая степень токсичности	более 0.70	равно или более 0.50

Результаты обрабатывали статистически с использованием программного обеспечения STATGRAPHICS Centurion XV.I. Данные представляли в виде x±SD, где x – среднее значение, SD – среднее квадратичное отклонение параметра. Значимость различий оценивали методом дисперсионного анализа (ANOVA, LSD-тест).

Результаты

Уровень кислотности для контрольных образцов с доломитом и без него составил 6.30 и 4.62 ед. pH соответственно. Внесение растворов солей ТМ не вызывало значимых колебаний pH почв, однако обусловливало устойчивый сдвиг в сторону кислой реакции (табл. 2).

Таблица 2. Значения pH опытных вариантов

Table 2. pH of tested samples

Показатель	Контроль	Cu			Zn		
		1 ОДК	5 ОДК	25 ОДК	1 ОДК	5 ОДК	25 ОДК
Без внесения доломита	4.62	4.47	4.46	4.17	4.53	4.53	4.56
С доломитом	6.30	6.26	6.14	5.62	6.12	5.92	5.90

Далее модельные почвы исследовали на токсичность.

На рис. 2 представлены результаты эксперимента с использованием инфузорий.

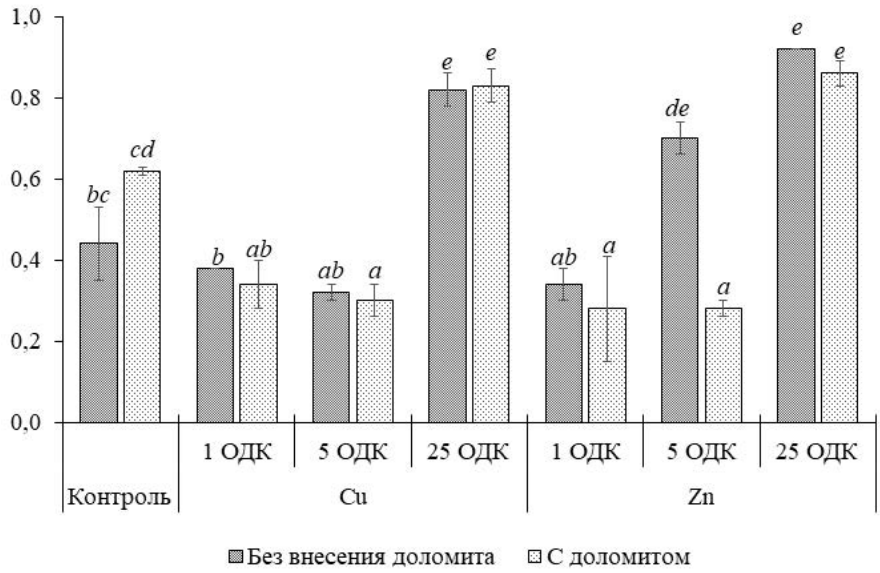


Рисунок 2. Результаты эксперимента с использованием *P. caudatum*. Разноименные буквенные индексы свидетельствуют о достоверной разнице между результатами

Figure 2. Results of the experiment using *P. caudatum*. Different letters indicate a statistically significant difference

Почва из елового леса без загрязнения характеризовалась умеренной степенью токсичности, что подтверждает проблему оценки безопасности

подобных почв. Такая ситуация может создавать ложное представление о загрязненности почвы по сравнению с pH-нейтральными пробами.

Реакция *P. caudatum* на разные ТМ различалась. Добавки в почву меди, равные 1 и 5 ОДК не только не увеличивали индекс токсичности, но и снижали его. При этом загрязненная слабокислая почва (с коррекцией pH) была менее токсична, чем сильнокислая (без коррекции pH). В варианте 25 ОДК произошел резкий переход к высокой степени токсичности. Здесь добавка доломита не влияла на результат биотестирования.

В вариантах с добавками соли цинка токсичность почвы без коррекции pH закономерно возрастала в ответ на рост концентрации металла. Раскисление почвы доломитом позволило достоверно снизить токсичность вытяжек с максимальным эффектом при 5 ОДК цинка: разница индексов токсичности сильнокислой и слабокислой почвы составила 2.5 раз.

Результаты биотестирования с помощью *E. coli* кардинально отличались (рис. 3).

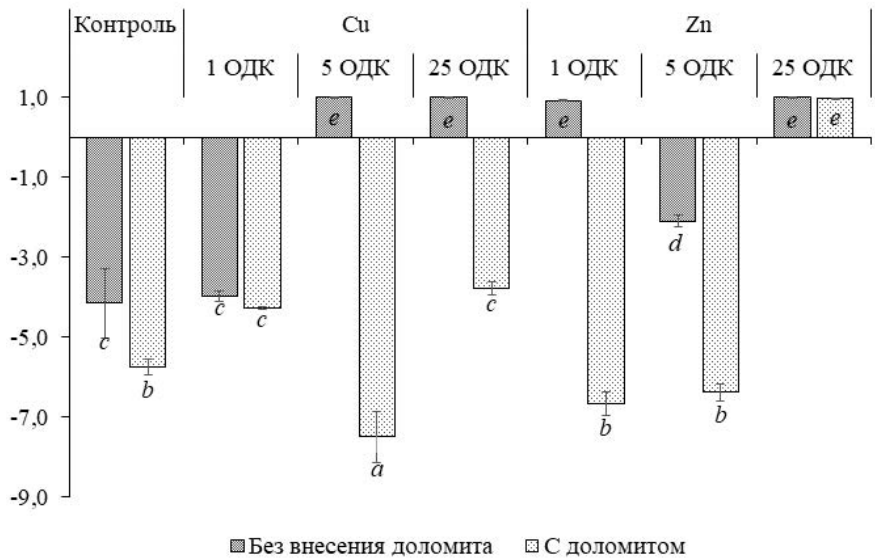


Рисунок 3. Результаты эксперимента с использованием тест-системы «Эколюм» (*E. coli*)

Figure 3. Results of the experiment using the "Ecolyum" test system (*E. coli*)

Вытяжка из контрольной почвы значительно стимулировала биолюминесценцию бактериального препарата. После коррекции уровня pH стимуляция была на 38.5% больше, чем для сильнокислой почвы. Согласно методике, отрицательные индексы токсичности свидетельствуют о безопасности пробы по данному тесту.

Пробы, минимально загрязненные медью (1 ОДК), были наиболее близки по показателю токсичности к контрольным. Повышение концентрации меди в почве на фоне сильнокислого уровня pH привело к высокой токсичности вытяжек. Однако, в компенсированных по pH вариантах пробы остались не токсичными.

Как и в тесте по *P. caudatum*, бактериальная тест-система оказалась чувствительнее к цинку, чем к меди. Уже 1 ОДК цинка при сильнокислом уровне pH приводил к высокой токсичности образца, которая далее сохранялась за исключением 5 ОДК. Подщелачивание почв доломитом, как и в случае с медью, снимало токсичность вплоть до отрицательных индексов T, кроме 25 ОДК, что говорит о более токсичном действии цинка.

Дискуссия

Кислые и сильнокислые почвы являются более уязвимыми ко многим видам загрязнений по сравнению с имеющими нейтральный и слабощелочной уровень pH. В отношении токсического действия ТМ это связано с тем, что лабильность, а, следовательно, и биодоступность, большинства металлов увеличивается в кислой среде (Сладкова, 2016). При этом почвы, характеризующиеся сниженным уровнем pH свойственны для значительных территорий России и планеты в целом. Так, леса занимают 51% площади Российской Федерации, из которых хвойные породы занимают 56.2% лесной площади. Известно, что почвообразование под хвойными породами происходит по подзолистому типу, приводя к её закислению (Орешникова и др., 2001). Диагностика токсичности таких почв осложнена негативным влиянием кислотности на тест-организмы, что было показано на примере контрольной почвы, так и с модельным загрязнением.

В работе мы оценивали влияние загрязнения почвы медью и цинком в концентрациях, встречающихся в окружающей среде, начиная с нормативного значения 1 ОДК. Сверхнормативные значения, в нашем случае 5 и 25 ОДК, встречаются в городских экосистемах, в том числе городских парках и лесопарках, вблизи промышленных предприятий объектов теплоснабжения, вдоль автодорог. Например, в почвах импактной зоны Ревдинской техногенной аномалии при определении содержания подвижных форм ТМ обнаружено превышение ПДК меди и цинка в 159 и 25.3 раз соответственно (7.2 и 5.3 ОДК) (Водяницкий, Яковлев, 2011).

В модельном опыте было показано, что как медь, так и цинк при минимальных добавках (1 ОДК) в тесте по *P. caudatum* снижают индексы токсичности. Для меди такой эффект сохранился и при 5 ОДК. Это можно интерпретировать как стимуляцию жизненной функции организма по сравнению с контрольными результатами. Для низких уровней загрязнения гормезическая ответная реакция тест-организма является типичной (Ерофеева, 2016). В отношении меди и цинка механизм, вероятно, заключается во включении ТМ как микроэлементов в обмен веществ инфузорий (Gutiérrez et al., 2008). В эксперименте с использованием препарата *E. coli* стимуляция тест-функции относительно контроля наблюдалась только в условиях pH, близкого к нейтральному.

Разная степень токсичности меди и цинка также может быть связана с их поведением в почвенном растворе. Например, в эксперименте J. Thomas Sims показано, что подвижность ионов меди практически не зависит от реак-

ции среды почвы, поскольку металл зачастую переходит в состав органических комплексов, тогда как концентрация ионов цинка и марганца возрастает при переходе к кислым значениям pH (Sims, 1986).

Тест-организмы проявили схожую чувствительность к металлам, но разную к кислотности почвы. В двух использованных биотестах цинк оказывал большее влияние на тест-организмы, чем медь, что усиливалось на фоне низкого pH. Выявленный эффект не согласуется с нормативами безопасного содержания ТМ в почве. Так, ОДК для цинка 110, а для меди 66 мг/кг (СанПиН 1.2.3685-21, 2021), то есть цинк потенциально менее опасный ТМ. Вероятно, это связано с тем, что СанПиН разработан с использованием высших животных и наблюдении за здоровьем человека, а при оценке экотоксичности наночастиц данных металлов другими исследователями также отмечается повышенная токсичность цинка (Колесников и др., 2019), (Минигалиева и др., 2021).

Результаты биотестирования загрязненной почвы по реакции *E. coli* значительно отличались для почв с сильнокислой и слабокислой реакцией среды. При нейтрализации pH за счет доломита токсичности загрязненных почв не было выявлено, тогда как естественно кислая почва с внесенным загрязнением оказалась сильно токсична в большинстве вариантов. С учётом того, что тест-организм был толерантен к сильной кислотности почвы (стимуляция в контрольных вариантах), следует, что данный тест не выдает ложно положительные результаты токсичности при биотестировании кислых загрязненных почв. Однако, такой же уровень загрязнения в комплексе с нейтральным pH приведет к заключению о безопасности почвы.

Выводы

Проблема оценки качества природных и техногенных сред с уровнем pH, значительно отличающимся от нейтрального, остро стоит в экологическом контроле и мониторинге. Для природных сред более типичной является ситуация смещения pH в кислую сторону, нежели в щелочную. В первую очередь это характерно для почв умеренного климатического пояса и сопряженных с ними малых рек и ручьев, принимающих кислые продукты распада, особенно в период снеготаяния и летних половодий. Следовательно, проблему можно отнести к региональной, но проявляющейся на большинстве континентов Земли.

Одним из решений проблемы может быть научно-обоснованный выбор биотестов, в которых используются организмы, толерантные к повышенной кислотности образца, но при этом реагирующие на имеющееся загрязнение. В представленной работе мы реализовали эту идею через модельное загрязнение сильнокислой почвы елового леса. В результате были сделаны следующие выводы:

1. Биотест по изменению хемотаксиса *P. caudatum* проявляет чувствительность к загрязнению почвы цинком, начиная с 5 ОДК для сильнокислых почв, с 25 ОДК – для слабокислых почв; чувствительность к загрязнению

почвы медью наблюдается на уровне 25 ОДК металла в не зависимости от уровня pH почвы.

2. Биотест по изменению биолюминесценции препарата на основе *E. coli* проявляет чувствительность к загрязнению сильнокислых почв цинком, начиная с 1 ОДК, медью – с 5 ОДК. При загрязнении почвы цинком 25 ОДК достигается высокий уровень токсичности, не зависящий от pH почвы.

3. При рисках загрязнения сильнокислых почв медью и цинком и необходимости экспресс-оценки их токсичности рекомендуется использовать биотест на основе *E. coli* как толерантный к повышенной кислотности пробы с одновременной чувствительностью к загрязнению.

Список литературы

Васильев, А.В., Заболотских, В.В., Тупицына, О.В., Штеренберг, А.М. (2012) Экологический мониторинг токсического загрязнения почвы нефтепродуктами с использованием методов биотестирования, *Электронный научный журнал Нефтегазовое дело*, № 4, с. 242-249.

Водяницкий, Ю.Н., Яковлев, А.С. (2011) Оценка загрязнения почвы по содержанию тяжелых металлов в профиле, *Почвоведени*е, № 3, с. 329-335.

ГОСТ 26483-85 (1986) *Почвы. Приготовление солевой вытяжки и определение ее pH* по методу ЦИНАО, М., Государственный комитет СССР по Стандартам, 6 с.

Ерофеева, Е.А. (2016) *Гормезис и парадоксальные эффекты у растений в условиях автотранспортного загрязнения и при действии поллютантов в эксперименте*, дис. … докт. биол. наук, Н. Новгород, 184 с.

Колесников, С. И., Тимошенко, А. Н., Казеев, К. Ш., Акименко, Ю. В., Мясникова, М. А. (2019) Оценка экотоксичности наночастиц меди, никеля и цинка по биологическим показателям чернозема, *Почвоведение*, № 8, с. 986-992.

Минигалиева, И. А., Сутункова, М. П., Кацнельсон, Б. А., Привалова, Л. И., Панов, В. Г., Гурвич, В. Б., Чернышов, И. Н., Соловьева, С. Н., Макеев, О. Г., Бушуева, Т. В. (2021) Оценка комбинированной и сравнительной токсичности наночастиц оксида цинка и оксида меди в эксперименте in vivo, *Здоровье населения и среда обитания*, № 6, с. 34-40.

Наумов, В. (2022*) География почв. Почвы России*, часть 2, М., РГАУ-МСХА имени К. А. Тимирязева, 212 с.

Орешникова, Н. В., Востокова, Л. Б., Шишкина, Н. Г. (2001) Особенности почвообразования в условиях северной тайги на островных территориях Белого моря, *Лесной вестник*, № 1, с. 99-108.

Паленова, М. М. (2024) *Лесные генетические ресурсы России: изучение, сохранение, использование, управление,* коллективная монография в 2-х кн. Книга 1., Пушкино, ВНИИЛМ, 546 с.

Парфенова, Е. А. (2011) Оценка загрязнения почв тяжелыми металлами в результате влияния выбросов автотранспорта, *Известия Пензенского государственного педагогического университета им. В. Г. Белинского*, № 25, с. 590-592.

ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.11-04. (2010) *Токсикологические методы контроля. Методика определения интегральной токсичности поверхностных, в том числе морских, грунтовых, питьевых, сточных вод, водных экстрактов почв, отходов, осадков сточных вод по изменению интенсивности бактериальной биолюминесценции тест-системой "Эколюм"*, М., ФБУ «ФЦАО», 22 с.

Рысин, Л. П., Савельева, Л. И. (2002) *Еловые леса России*, М., Наука, 335 с.

СанПиН 1.2.3685-21. (2021) *Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания* от 28 января 2021, № 2.

Семенов, В. М., Когут, Б. М. (2015) *Почвенное органическое вещество,* М., ГЕОС, 233 с.

Сердюкова, А. Ф. (2017) Последствия загрязнения почвы тяжелыми металлами, *Молодой ученый*, № 51(185), с. 131-135.

Сладкова, Н. А. (2016) *Распределение цинка и кадмия в системе торфяная почва – растение под влиянием фосфорных и калийных удобрений*, дис. … канд. биол. наук, СПб., Пушкин, 187 с.

Терехова, В. А., Исакова, Е. Ф., Самойлова, Т. А., Ибатудлина, И. З. (2009) *Методика определения токсичности высокоминерализованных поверхностных и сточных вод, почв и отходов по выживаемости солоноватоводных рачков Artemia salina L.* (2 редакция), М., МГУ, 28 с.

ФР.1.31.2018.31189. (2018) *Методика измерений массовых долей токсичных металлов в пробах почв атомно-абсорбционным методом*, М., Союзцветметавтоматика, 23 с.

ФР.1.39.2015.19243. (2015) *Методика определения токсичности проб почв, донных отложений и осадков сточных вод экспресс-методом с применением прибора серии "Биотестер",* СПб., Спектр-М, 22 с.

Цалолихина, С. Я. (1995) *Определитель пресноводных беспозвоночных России и сопредельных территорий*, т. 2. Ракообразные, СПб., Наука, 628 с.

Чертопруд, М. В., Чертопруд, Е. С. (2011) *Краткий определитель беспозвоночных пресных вод центра Европейской России,* М., КМК, 219 с.

Шеин, Е. В., Милановский, Е. Ю., Молов, А. З. (2006) Гранулометрический состав: роль органического вещества в различиях данных седиментометрического и лазерно-дифракционного методов, *Доклады по экологическому почвоведению*, т. 5, № 1, с. 17-30.

Chapman, E. E. V., Dave, G., Murimboh, J. D. (2013) A review of metal (Pb and Zn) sensitive and pH tolerant bioassay organisms for risk screening of metal-contaminated acidic soils, *Environmental Pollution,* vol. 179, pp. 326-342.

Gutiérrez, J. C., Martín-González, A., Díaz, S., Amaro, F., Ortega, R., Gallego, A., de Lucas, M. P. (2008) *Ciliates as Cellular Tools to Study the Eukaryotic Cell. Heavy Metal Interactions. Heavy metal pollution*, pp. 1-44.

Nam, S., Song, Y., An, Y. (2025) Towards a broadly applicable soil algal bioassay using the paper-disc method. Influence of pH and clay fraction in natural soils, *Journal of Hazardous Materials*, vol. 495.

Özkul, C. (2016) Heavy metal contamination in soils around the Tunçbilek Thermal Power Plant (Kütahya, Turkey), *Environmental Monitoring and Assessmen*, vol. 188(284).

Sims, J. T. (1986) Soil pH Effects on the Distribution and Plant Availability of Manganese, Copper, and Zinc, *Soil Science Society of America Journal*, vol. 50(2), pp. 367-373.

Thomas, G. W. (1996) Soil pH and Soil Acidity. *Methods of Soil Analysis*: Part 3 Chemical Methods, 5.3, Madison, Wisconsin, pp. 475-490.

van Hall, B. G. (2013) Influence of soil organic matter content on the toxicity of pesticides to soil invertebrates: A review Open Access, *Integrated Environmental Assessment and Management*, vol. 19(6), pp. 1457-1472

Wang, Y., Qian, P., Li, D., Chen, H., Zhou, X. (2021) Assessing risk to human health for heavy metal contamination from public point utility through ground dust: a case study in Nantong, *China. Environmental Science and Pollution Research,* vol. 28, pp. 67234-67247.

References

Vasil'ev, A.V., Zabolotskikh, V.V., Tupitsyna, O.V., Shterenberg, A.M. (2012) Ekologicheskiy monitoring toksicheskogo zagryazneniya pochvy nefteproduktami s ispol'zovaniyem metodov biotestirovaniya [Ecological monitoring of toxic soil pollution with oil products using bioassay methods], *Elektronnyy nauchnyy zhurnal Neftegazovoe delo,* no. 4, pp. 242-249.

Vodyanitskiy, Yu.N., Yakovlev, A.S. (2011) Otsenka zagryazneniya pochvy po soderzhaniyu tyazhelykh metallov v profile [Assessment of soil pollution by the content of heavy metals in the profile], *Pochvovedenie*, no. 3, pp. 329-335.

GOST 26483-85. (1986) *Pochvy. Prigotovlenie solevoy vytyazhki i opredelenie ee pH po metodu TSINAO* [Soils. Preparation of salt extract and determination of its pH by the TSINAO method], Moscow, Gosudarstvennyy komitet SSSR po Standartam, Russia, 6 p.

Yerofeyeva, E.A. (2016) *Gormezis i paradoksal'nyye effekty u rasteniy v usloviyakh avtotransportnogo zagryazneniya i pri deystvii pollutantov v eksperimente*, dis. … dokt. biol. nauk [Hormesis and paradoxical effects in plants under conditions of motor vehicle pollution and under the action of pollutants in the experiment: Doctoral dissertation], Nizhniy Novgorod, Russia, 184 p.

Kolesnikov, S.I., Timoshenko, A.N., Kazeyev, K.Sh., Akimenko, Yu.V., Myasnikova, M.A. (2019) Otsenka ekotoksichnosti nanochastits medi, nikelia i tsinka po biologicheskim pokazatelyam chernozema [Assessment of the ecotoxicity of copper, nickel and zinc nanoparticles by biological indicators of chernozem], *Pochvovedenie*, no. 8, pp. 986-992.

Minigalijeva, I.A., Sutunkova, M.P., Katsnel'son, B.A., Privalova, L.I., Panov, V.G., Gurvich, V.B., Chernyshov, I.N., Solov'yeva, S.N., Makeyev, O.G., Bushuyeva, T.V. (2021) Otsenka kombinirovannoy i sravnitel'noy toksichnosti nanochastits oksida tsinka i oksida medi v eksperimente in vivo [Assessment of combined and comparative toxicity of zinc oxide and copper oxide nanoparticles in an in vivo experiment], *Zdorov'ye naseleniya i sreda obitaniya*, no. 6, pp. 34-40.

Naumov, V. (2022) *Geografiya pochv. Pochvy Rossii. Chast' 2.* [Soil geography. Soils of Russia. Part 2], RGAU-MSHA imeni K.A. Timiryazeva, Moscow, Russia, 212 p.

Oreshnikova, N.V., Vostokova, L.B., Shishkina, N.G. (2001) Osobennosti pochvoobrazovaniya v usloviyakh severnoy taygi na ostrovnykh territoriyakh Belogo morya [Features of soil formation in the conditions of the northern taiga on the island territories of the White Sea], *Lesnoy vestnik*, no. 1, pp. 99-108.

Palenova, M.M. (2024) *Lesnyye geneticheskiye resursy Rossii: izucheniye, sokhraneniye, ispol'zovaniye, upravleniye: kollektivnaya monografiya v 2-kh,* kn. Kniga 1 [Forest genetic resources of Russia: study, conservation, use, management: collective monograph in 2 books. Book 1], VNIILM, Pushkino, Russia, 546 p.

Parfenova, E.A. (2011) Otsenka zagryazneniya pochv tyazhelymi metallami v rezul'tate vliyaniya vybrosov avtotransporta [Assessment of soil pollution with heavy metals as a result of the influence of vehicle emissions], *Izvestiya Penzenskogo gosudarstvennogo pedagogicheskogo universiteta im. V.G. Belinskogo*, no. 25, pp. 590-592.

PND F T 14.1:2:3:4.11-04 (2010) *Toksikologicheskiye metody kontrolya. Metodika opredeleniya integral'noy toksichnosti poverkhnostnykh, v tom chisle morskikh, gruntovykh, pit'yevykh, stochnykh vod, vodnykh ekstraktov pochv, otkhodov, osadkov stochnykh vod po izmeneniyu intensivnosti bakterial'noy biolyuminestsentsii test-sistemoy "Ekolyum"* [Toxicological control methods. Methodology for determining the integral toxicity of surface, including marine, groundwater, drinking, waste water, water extracts of soils, waste, sewage sludge by changing the intensity of bacterial bioluminescence of the test system "Ecolum"], FBU «FTSAO», Moscow, Russia, 22 p.

Rysin, L.P., Savelyeva, L.I. (2002) *Yelovyye lesa Rossii* [Spruce forests of Russia], Nauka, Moscow, Russia, 335 p.

SanPiN 1.2.3685-21 (2021) *Gigiyenicheskiye normativy i trebovaniya k obespecheniyu bezopasnosti i (ili) bezvrednosti dlya cheloveka faktorov sredy obitaniya ot 28 yanvarya 2021 № 2* [Hygienic standards and requirements for ensuring safety and (or) harmlessness of environmental factors for humans of January 28, 2021, no. 2].

Semenov, V.M., Kogut, B.M. (2015) *Pochvennoye organicheskoye veshchestvo* [Soil organic matter], GEOS, Moscow, Russia, 233 p.

Serdyukova, A.F. (2017) Posledstviya zagryazneniya pochvy tyazhelymi metallami [Consequences of soil pollution with heavy metals], *Molodoy uchenyy*, no. 51(185), pp. 131-135.

Sladkova, N.A. (2016) *Raspredeleniye tsinka i kadmiya v sisteme torfyanaya pochva – rasteniye pod vliyaniyem fosfornykh i kaliynykh udobreniy, dis. ... kand. biol. nauk* [Distribution of zinc and cadmium in the peat soil–plant system under the influence of phosphorus and potassium fertilizers: PhD dissertation], Saint Petersburg, Pushkin, Russia, 187 p.

Terekhova, V.A., Isakova, E.F., Samoylova, T.A., Ibatutlina, I.Z. FR 1.39.2006.02505. (2009) *Metodika opredeleniya toksichnosti vysokomineralizovannykh poverkhnostnykh i stochnykh vod, pochv i otkhodov po vyzhivayemosti solonovatovodnykh rachkov Artemia salina L.* (2 redaktsiya) [Methodology for determining the toxicity of highly mineralized surface and waste waters, soils and waste by the survival rate of brackish-water crustaceans Artemia salina L. (2nd edition)], MGU, Moscow, Russia, 28 p.

FR.1.31.2018.31189 (2018) *Metodika izmereniy massovykh doley toksichnykh metallov v probakh pochv atomno-absorbtsionnym metodom* [Method for measuring mass fractions of toxic metals in soil samples by atomic absorption method], Soyuzt svetmet avtomatika, Moscow, Russia.

FR.1.39.2015.19243 (2015). *Metodika opredeleniya toksichnosti prob pochv, donnykh otlozheniy i osadkov stochnykh vod ekspress-metodom s primeneniyem pribora serii "Biotester"* [Methodology for determining the toxicity of soil, bottom sediment and sewage sludge samples by rapid method using the "Biotester" series instrument], Spektr-M, Saint Petersburg, Russia, 22 p.

Tsalolikhina, S.Ya. (1995) *Opredelitel' presnovodnykh bespozvonochnykh Rossii i sopredel'nykh territoriy*, т. 2. Rakobraznyye [Key to freshwater invertebrates of Russia and adjacent territories, vol. 2. Crustaceans], Nauka, Saint Petersburg, Russia. 628 p.

Chertoprud, M.V., Chertoprud, E.S. (2011) *Kratkiy opredelitel' bespozvonochnykh presnykh vod tsentra Evropeyskoy Rossii* [Short guide to invertebrates of fresh waters of central European Russia], KMK, Moscow, Russia, 219 p.

Shein, E.V., Milanovskiy, E.Yu., Molov, A.Z. (2006) Granulometricheskiy sostav: rol' organicheskogo veshchestva v razlichiyakh dannykh sedimetometricheskogo i lazerno-diffraktsionnogo metodov [Particle size distribution: the role of organic matter in the differences in data from sedimentation and laser diffraction methods], *Doklady po ekologicheskomu pochvovedeniyu*, vol. 5, no. 1, pp. 17-30.

Chapman, E. E. V., Dave, G., Murimboh, J. D. (2013) A review of metal (Pb and Zn) sensitive and pH tolerant bioassay organisms for risk screening of metal-contaminated acidic soils, *Environmental Pollution, vol*. 179, pp. 326-342.

Gutiérrez, J. C., Martín-González, A., Díaz S., Amaro, F., Ortega, R., Gallego, A., de Lucas, M. P. (2008) *Ciliates as Cellular Tools to Study the Eukaryotic Cell*. *Heavy Metal Interactions. Heavy metal pollution*, pp. 1-44.

Nam, S., Song, Y., An, Y. (2025) Towards a broadly applicable soil algal bioassay using the paper-disc method. Influence of pH and clay fraction in natural soils, *Journal of Hazardous Materials*, vol. 495.

Özkul, C. (2016) Heavy metal contamination in soils around the Tunçbilek Thermal Power Plant (Kütahya, Turkey), *Environmental Monitoring and Assessmen*, vol. 188(284).

Sims, J. T. (1986) Soil pH Effects on the Distribution and Plant Availability of Manganese, *Copper, and Zinc. Soil Science Society of America Journal*, vol. 50(2), pp. 367-373.

Thomas, G. W. (1996) *Soil pH and Soil Acidity. Methods of Soil Analysis*. Part 3 Chemical Methods, 5.3, Madison, Wisconsin, pp. 475-490.

van Hall, B. G. (2013) Influence of soil organic matter content on the toxicity of pesticides to soil invertebrates: A review Open Access. *Integrated Environmental Assessment and Management*, vol. 19(6), pp. 1457-1472

Wang. Y., Qian. P., Li. D., Chen. H., Zhou. X. (2021) Assessing risk to human health for heavy metal contamination from public point utility through ground dust, a case study in Nantong, China, *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 28, pp. 67234-67247.

Статья поступила в редакцию (Received): 10.11.2025.
Статья доработана после рецензирования (Revised): 16.04.2026.

Для цитирования / For citation:

Шеромов, А.М., Олькова, А.С. (2026) Влияние уровня РН почвы на результаты ее биотестирования, *Экологический мониторинг и моделирование экосистем,* т. XXXVII, № 3-4, с.134-148, doi:10.24412/2782-3237-2026-3-4-134-148.

Sheromov, A. M., Olkova, A.S. (2026) Influence of soil acidity on the results of bioassay, *Environmental Monitoring and Ecosystem Modelling,* vol. XXXVII, no. 3-4, pp. 134-148, doi:10.24412/2782-3237-2026-3-4-134-148.