

УДК 504.064:631.46

ВЛИЯНИЕ НА ПОЧВЕННУЮ МИКРОБИОТУ ЖЕЛЕЗА, МЕДИ И НИКЕЛЯ, ВНЕСЕННЫХ В ПОЧВУ ОТДЕЛЬНО И В РАЗЛИЧНЫХ КОМБИНАЦИЯХ

Е. В. Плешакова, Н. А. Зеленова, К. Т. Нгун, М. В. Решетников

*Саратовский национальный исследовательский
государственный университет имени Н. Г. Чернышевского
Россия, 410012, Саратов, Астраханская, 83
E-mail: plekat@yandex.ru*

Поступила в редакцию 12.09.2019 г., после доработки 29.11.2019 г., принята 11.12.2019 г.

Плешакова Е. В., Зеленова Н. А., Нгун К. Т., Решетников М. В. Влияние на почвенную микробиоту железа, меди и никеля, внесенных в почву отдельно и в различных комбинациях // Поволжский экологический журнал. 2020. № 1. С. 66 – 85. DOI: <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2020-1-66-85>

В длительном модельном эксперименте была изучена динамика численности почвенных микроорганизмов при загрязнении южного чернозёма железом, никелем и медью в разных концентрациях и комбинациях. В ходе работы в почвенных микробеценозах высевом на плотные питательные среды оценивали: общую численность гетеротрофных микроорганизмов – на мясо-пептонном агаре, количество железоокисляющих микроорганизмов – на селективной среде через 0, 30, 90 и 210 сут. после внесения в почву тяжелых металлов. Установлен различный характер влияния тяжелых металлов на почвенные микроорганизмы, выявлена степень стабильности почвенных микробеценозов южного чернозёма. После стимуляции развития гетеротрофных микроорганизмов в почвенных микробеценозах под влиянием железа и меди в концентрациях 10 и 50РГФ/ПДК, наблюдаемой через 30 сут. после загрязнения почвы индивидуальными металлами или их сочетаниями, через 90 сут. численность микроорганизмов этой группы уменьшалась до контрольных значений и ниже. Через 210 сут. микробеценозы возвращались в стабильное состояние. Никель, внесенный в почву в концентрации 50ПДК отдельно и в ряде сочетаний с другими тяжелыми металлами, не стимулировал развитие гетеротрофных микроорганизмов. Противоположные тенденции обнаружены в динамике численности железоокисляющих микроорганизмов. За исключением вариантов с внесением 10 и 50ПДК Cu (II), железо, никель и их комбинации в разных концентрациях ингибировали развитие железоокисляющих микроорганизмов в первый месяц после загрязнения почвы. Ингибирующее действие комбинации тяжелых металлов было сильнее, чем действие индивидуальных металлов. Через 90 сут. численность железоокисляющих микроорганизмов восстанавливалась до уровня контроля или превышала его. Через 210 сут. в микробеценозах отмечалось ингибирование развития железоокисляющих микроорганизмов или соответствие значению в контрольной почве.

Ключевые слова: почвенные микробеценозы, гетеротрофные, железоокисляющие микроорганизмы, тяжелые металлы.

DOI: <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2020-1-66-85>

ВВЕДЕНИЕ

В последние десятилетия ведущим процессом, определяющим формирование эколого-геохимического состояния почв урбанизированных территорий, стал техногенез (Бородина, 2014; Касимов, Никифорова, 2004). Интенсивное промышленное использование природных ресурсов вызвало существенные изменения распределения некоторых химических элементов в поверхностном слое зоны аэрации. Прежде всего, это касается тяжелых металлов (ТМ), накопление высоких концентраций которых в естественной среде связано с антропогенной деятельностью. Среди разнообразных веществ, загрязняющих окружающую среду, ТМ и их соединения выделяются широкой распространенностью, высокой токсичностью в концентрациях, значительно превышающих фоновые величины, многие из них – высокой персистентностью и способностью к накоплению в живых организмах при перемещении по трофической цепи (Гончарук, Загоскина, 2017; Скугорева и др., 2016; Abbas et al., 2014). Попав в почву, ТМ включаются в природный круговорот веществ и удаляются из нее очень медленно при выщелачивании, эрозии и дефляции, а также – потреблении растениями (Su et al., 2014).

ТМ широко применяются в различных промышленных производствах, поэтому, несмотря на очистительные мероприятия, они поступают в окружающую среду с дымом и пылью промышленных предприятий, с промышленными и бытовыми стоками (Будыкина, 2012; Ruchita et al., 2015), промышленными отходами, а также выбросами автотранспорта, удобрениями и пестицидами (Куриленко и др., 2012; Небольсин и др., 2004; Qianrui et al., 2017), в итоге аккумулируясь в почве (Ларионов, 2013).

В почве сосредоточена большая часть всех процессов минерализации органических остатков, обеспечивающих сопряжение биологического и геологического круговорота. Почва является экологическим узлом связей биосферы, в котором наиболее интенсивно протекает взаимодействие живой и неживой материи. На почве замыкаются процессы обмена веществ между земной корой, гидросферой, атмосферой, обитающими на суше организмами, важное место среди которых занимают почвенные микроорганизмы (Ильин, 2012). Влияние ТМ на почву выражается в изменении ее биологической активности (Vodyanitskii, 2013). Под влиянием повышенных концентраций ТМ наблюдается резкое снижение численности отдельных агрономически ценных групп почвенных микроорганизмов (Сорокин и др., 2009; Hassan et al., 2013; Murata et al., 2005) и активности почвенных ферментов: дегидрогеназ, каталаз, уреаз, амилаз, инвертаз (Новоселова и др., 2016; Ofoegbu et al., 2013; Shi et al., 2008), что в конечном счете приводит к снижению плодородия почв и урожая сельскохозяйственных культур (Abou-Shanab et al., 2005).

Металлы ингибируют процессы минерализации и синтеза различных веществ в почвах, подавляют дыхание почвенных микроорганизмов и способствуют морфологическим изменениям их репродуктивных органов, вызывают микростатический эффект, могут выступать как мутагенный фактор (Степанова, Еремейшвили, 2011; Фокина и др., 2015; Friedlová, 2010). Многочисленными альгологическими, бактериологическими и микологическими исследованиями показано, что ТМ активно влияют на состав и численность почвенных микробных комплексов. Под

влиянием ТМ происходят такие изменения, как возрастание или снижение общей численности определенных микроорганизмов, увеличение или снижение видового разнообразия, смена доминирующих и соподчиненных видов и т.д. (Колесников и др., 2008; Terekhova et al., 2017). Исследованиями показано, что не только долгосрочное, но и кратковременное загрязнение почв ТМ имеет негативное действие на микробную активность почв, значительно снижая биоразнообразие и биомассу микробных сообществ (Joynet et al., 2006; Hemida et al., 1997). Эти негативные процессы во многом регулируются типом почвы, количеством органического вещества, содержащегося в ней. Чем беднее почва, тем менее устойчиво ее микробное сообщество к действию ТМ (Марфенина, 2005). Известно, что стабильностью отличаются микробные ценозы черноземов, при этом повлиять на стабильность микробных сообществ может не только концентрация ТМ и срок их действия, но и сочетанное действие комплекса ТМ (Колесников и др., 2010; Фокина и др., 2015). Поэтому проблема воздействия ТМ на почвенную микробиоту требует глубокого всестороннего исследования для установления закономерностей, характера и степени влияния ТМ на протекающие в различных почвах микробиологические процессы.

В связи с вышесказанным целью настоящей статьи явилось изучение динамики численности почвенных микроорганизмов при загрязнении почвы железом, никелем и медью в разных концентрациях и комбинациях в ходе длительного модельного эксперимента.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

В модельном эксперименте использовали почву (южный чернозём, Саратовская область) со следующими гранулометрическими характеристиками: частицы >3 мм – 1.1%; $<3 - >1$ мм – 0.8%; $<1 - >0.5$ мм – 15.6%; $<0.5 - >0.25$ мм – 37%; <0.25 мм – 45.5%. Почву высушивали до воздушно-сухого состояния, удаляли крупные корешки и включения, просеивали через сито с диаметром отверстий 5 мм и по 1 кг почвы помещали в пластиковые емкости. В начале эксперимента почву увлажняли до 15% влажности и загрязняли растворами солей ТМ ($\text{NiSO}_4 \times 7\text{H}_2\text{O}$; CuSO_4) в различных концентрациях по отдельности и в разных комбинациях. Fe_2O_3 (гематит) вносили в почву в сухом виде. Расчет внесенных концентраций ТМ производили по металлу. При выборе концентраций ТМ для экспериментального исследования руководствовались следующим: для Ni (II) и Cu (II) ориентировались на ПДК в почвах подвижных форм этих металлов (4.0 и 3.0 мг/кг почвы соответственно) (ГН 2.1.7.2041-06). При выборе концентраций Fe (II) принимали во внимание значения регионального геохимического фона (РГФ) для Башкортостана (2.3 мг/кг почвы) (Серегина и др., 2013) в связи с тем, что ПДК Fe (II) в почве не разработаны, а РГФ Fe (II) для Саратовской области не установлен. В качестве контроля использовали чистую незагрязненную почву.

Всего в эксперименте было изучено 13 вариантов почвы в двух повторностях (26 микробоценозов) (табл. 1). Длительность эксперимента составила семь месяцев. В процессе эксперимента регулярно проводили рыхление почвы (один-два раза в неделю), влажность поддерживали на уровне $\sim 10 - 15\%$ для моделирования

ВЛИЯНИЕ НА ПОЧВЕННУЮ МИКРОБИОТУ ЖЕЛЕЗА, МЕДИ И НИКЕЛЯ

естественного водного баланса и аэрации в лабораторных условиях. Микробиологические показатели почвы оценивали перед внесением загрязнителей в почву (0 сут.), а также в динамике: через 30, 90 и 210 сут. после внесения ТМ.

Учет численности микроорганизмов в почве проводили методом предельных разведений путем посева почвенных суспензий на агаризованные питательные среды и подсчета выросших колоний через 3 – 7 сут. культивирования при температуре 28 – 30°C (Foght, Aislabie, 2005). Оценку общей численности культивируемых гетеротрофных микроорганизмов (ОЧГМ) производили на МПА (Difco) (Практикум по микробиологии..., 2005). Учет численности культивируемых нейтрофильных железоокисляющих микроорганизмов проводили на агаризованной селективной среде следующего состава, г/л:

FeSO₄×7H₂O – 5.9; (NH₄)₂SO₄ – 0.5; NaNO₃ – 0.5; K₂HPO₄ – 0.5; MgSO₄×7H₂O – 0.5; лимонная кислота – 10.0, сахара – 2.0, пептон – 1.0; pH 7.0 (Захарова, Парфенова, 2007; Granina et al., 2003). Высевы на МПА и на селективную среду для анализа численности железоокисляющих микроорганизмов производили из разведений 10⁻², 10⁻³, 10⁻⁴, 10⁻⁵ в нескольких повторностях. На поверхности селективной среды появлялись характерные колонии, рост которых сопровождался накоплением желто-оранжевых окислов железа. По мере роста и развития колоний используемая среда также меняла цвет, постепенно окисляясь от светло-зеленого до ржавого у железоокисляющих микроорганизмов.

Все данные по численности микроорганизмов в почве были пересчитаны на воздушно-сухие образцы. Статистическую обработку экспериментальных данных осуществляли с применением пакета прикладных программ Microsoft Excel 2010 (для Windows XP). Достоверными считали различия при вероятности ошибки $p \leq 0.05$ (95%-ный доверительный интервал).

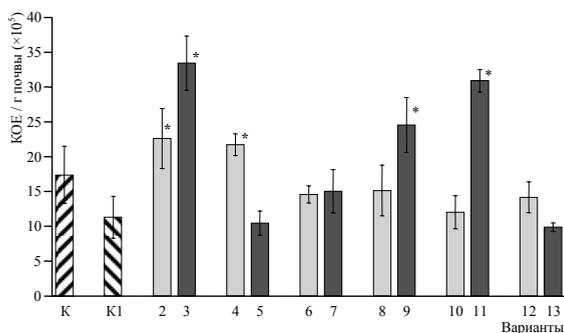
РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Общая численность гетеротрофных микроорганизмов, как известно, является надежным чувствительным мониторинговым показателем биологического состояния почвы (Sumampouw, Risjani, 2014), поэтому в ходе длительного модельного эксперимента мы оценивали в почвенных микробценозах этот микробиологический показатель. Результаты оценки ОЧГМ через 30 сут. после внесения в почву загрязнителей (индивидуальных ТМ и их комбинаций в различных концентрациях) представлены на рис. 1, а.

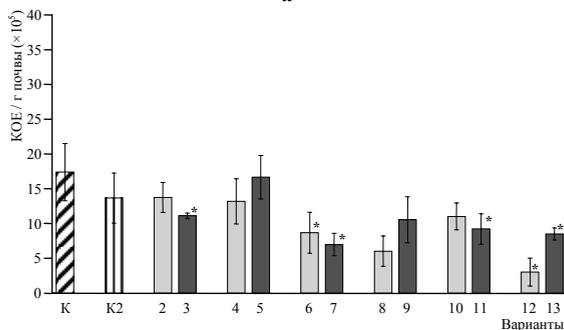
Таблица 1

Варианты модельного эксперимента		
Вариант	ТМ	Концентрация
К (контроль)	–	–
2	Fe	10РГФ
3	Fe	50РГФ
4	Ni	10ПДК
5	Ni	50ПДК
6	Fe+Ni	10РГФ+10ПДК
7	Fe+Ni	50РГФ+50ПДК
8	Cu	10ПДК
9	Cu	50ПДК
10	Fe+Cu	10РГФ+10ПДК
11	Fe+Cu	50РГФ+50ПДК
12	Fe+Ni+Cu	10РГФ+10ПДК+10ПДК
13	Fe+Ni+Cu	50РГФ+50ПДК+50ПДК

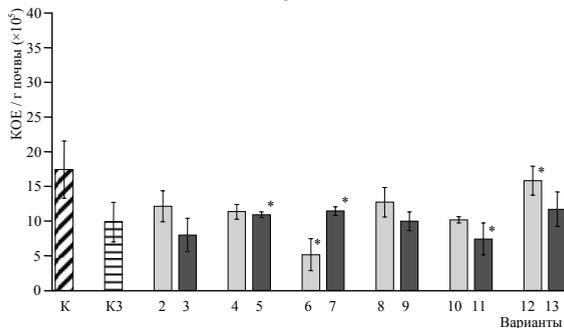
В исходной чистой почве ОЧГМ составляла 17.4×10^5 КОЕ/г почвы. Через 30 сут. ОЧГМ в этой почве уменьшилась примерно в 1.5 раза, что, вероятно, связано с



a



б



в

Рис. 1. Общая численность культивируемых гетеротрофных микроорганизмов через 30 (а), 90 (б) и 210 (в) сут. эксперимента. К – контроль (0 сут.), К1, К2 и К3 – контроль через 30, 90 и 210 сут. Доверительный интервал рассчитан с вероятностью 95% ($n = 12$); * – статистически значимые различия по сравнению с контролем через 30, 90 и 210 сут. при $p \leq 0.05$

нахождением почвенного микробиоценоза в искусственных условиях лабораторного эксперимента. Внесение в почву Fe (II) в концентрациях 10 и 50РГФ стимулировало развитие гетеротрофных микроорганизмов в микробиоценозах, их общая численность через 30 сут. составила 22.6×10^5 и 33.4×10^5 КОЕ/г почвы соответственно, что было в 2 и 3 раза выше, чем в варианте К1 (контрольной чистой почве через 30 сут. после загрязнения). В почве с концентрацией 50РГФ Fe (II) ОЧГМ через 30 сут. эксперимента была в 1.5 раза выше, чем в пробе с 10РГФ Fe (II). Известно, что ТМ в невысоких концентрациях могут оказывать стимулирующее действие на активность почвенных микроорганизмов (Гузев, Левин, 2001; Sumampouw, Risjani, 2014). Полученные нами данные также свидетельствовали о стимуляции роста гетеротрофных микроорганизмов под воздействием обеих исследованных концентраций Fe (II) через 30 сут. после загрязнения. Другая тенденция наблюдалась при внесении в почву Ni (II). ОЧГМ в варианте с внесением 10ПДК Ni (II) через 30 сут. составила 21.7×10^5 КОЕ/г почвы, что было в 2 раза выше, чем в контрольной чистой почве через 30 сут. после загрязнения (см. рис. 1, а). ОЧГМ в почве с внесением 50ПДК Ni (II) через 30 сут. со-

ВЛИЯНИЕ НА ПОЧВЕННУЮ МИКРОБИОТУ ЖЕЛЕЗА, МЕДИ И НИКЕЛЯ

ставила 10.4×10^5 КОЕ/г почвы, что примерно соответствовало значению в чистой почве через 30 сут. после загрязнения. Таким образом, нами обнаружено, что Ni (II) в почве в концентрации 10ПДК стимулировал развитие гетеротрофных микроорганизмов в почвенном микробоценозе, при повышенных концентрациях (50ПДК) не влиял на их численность. ОЧГМ в варианте № 6 с комбинацией двух ТМ – 10РГФ Fe (II) и 10ПДК Ni (II) – через 30 сут. после их внесения составила 14.5×10^5 КОЕ/г почвы, что было в 1.4 раза выше, чем в контроле K1 (см. рис. 1, а). Сходные результаты были обнаружены и в варианте почвы № 7. Возможно, так проявилось комбинированное действие двух металлов, ингибирующее действие 50ПДК Ni (II) преваляло над стимулирующим действием 50РГФ Fe (II). Внесение в почву Cu (II) в концентрации 10 и 50ПДК, как и в аналогичных вариантах с внесением Fe (II), стимулировало развитие гетеротрофных микроорганизмов в почвенных микробоценозах, их общая численность через 30 сут. составила 15.1×10^5 и 24.5×10^5 КОЕ/г почвы соответственно, что было в 1.4 и 2.2 раза выше, чем в контрольной почве K1 (см. рис. 1, а). В почве с 50ПДК Cu (II) ОЧГМ через 30 сут. эксперимента была в 1.6 раза выше, чем в почве с 10ПДК Cu (II). ОЧГМ в варианте № 10 с комбинацией двух ТМ – 10РГФ Fe (II) и 10ПДК Cu (II) – через 30 сут. после загрязнения составила 12.0×10^5 КОЕ/г почвы, что не отличалось достоверно от значения в контрольной почве K1 (см. рис. 1, а). Комбинация этих ТМ, внесенных в почву в повышенных концентрациях, способствовала стимуляции ОЧГМ, которая составила в варианте № 11 через 30 сут. эксперимента 30.9×10^5 КОЕ/г почвы, что было в 2.8 раза выше, чем в контроле K1. Подобный результат мы обнаружили в почвенном микробоценозе с внесением 50РГФ Fe (II). В варианте № 12 с комбинацией из трех ТМ ОЧГМ через 30 сут. эксперимента после загрязнения составила 14.1×10^5 КОЕ/г почвы, что было в 1.3 раза выше, чем в контрольной почве K1 (см. рис. 1, а). Комбинация этих ТМ, внесенных в почву в повышенных концентрациях (вариант № 13), не оказывала заметного влияния на численность ОЧГМ по сравнению с контролем K1. В почве с меньшей концентрацией трех ТМ ОЧГМ через 30 сут. эксперимента была в 1.6 раза выше, чем в почве с повышенной концентрацией ТМ.

Итак, сравнивая состояние почвенных микробоценозов по показателю ОЧГМ, можно отметить, что достоверная стимуляция развития гетеротрофных микроорганизмов по сравнению с контрольной незагрязненной почвой наблюдалась через 30 сут. после внесения в почву 10 и 50РГФ Fe (II), 50ПДК Cu (II) и совместного внесения в почву Fe (II) и Cu (II) в повышенных концентрациях. Внесение Ni (II) оказывало стимулирующий эффект только в концентрации 10ПДК, повышенная концентрация Ni (II), равная 50ПДК, так же, как и его совместное внесение в почву с другими ТМ – с Fe (II), Fe (II) и Cu (II) одновременно – не оказывала стимулирующего действия.

На рис. 1, б представлены результаты оценки ОЧГМ через 90 сут. после внесения в почву загрязнителей. В контрольной незагрязненной почве через 90 сут. (вариант K2) ОЧГМ составила 13.6×10^5 КОЕ/г почвы. По сравнению со значением этого показателя через 30 сут. ОЧГМ через 90 сут. увеличилась в 1.2 раза, но была меньше (в 1.3 раза), чем в исходной чистой почве. ОЧГМ в варианте № 2 через

90 сут. составляла 13.7×10^5 КОЕ/г почвы, что соответствовало значению этого показателя в контрольной чистой почве через 90 сут. Наблюдаемая в этом варианте стимуляция ОЧГМ через 30 сут. после загрязнения не обнаруживалась через 90 сут. По сравнению со значением этого показателя через 30 сут. ОЧГМ через 90 сут. уменьшилась в 1.6 раза. ОЧГМ в варианте № 3 через 90 сут. составила 11.1×10^5 КОЕ/г почвы, что было в 1.2 раза меньше, чем в контрольной почве К2 (рис. 1, б). По сравнению со значением этого показателя через 30 сут. после загрязнения ОЧГМ в почве с 50РГФ Fe (II) через 90 сут. уменьшилась в 3 раза. Таким образом, если через 30 сут. внесение в почву Fe (II) в концентрации 10 и 50РГФ стимулировало развитие почвенных гетеротрофных микроорганизмов, причем, более высокая концентрация Fe (II) – в большей степени, то через 90 сут. наблюдалось умеренное подавление роста гетеротрофных микроорганизмов железом в концентрации 50РГФ. ОЧГМ в почвенном микробоценозе с 10ПДК Ni (II) через 90 сут. после загрязнения составила 13.2×10^5 КОЕ/г почвы, что соответствовало значению этого показателя в контроле К2 (рис. 1, б). Наблюдаемая в этом варианте стимуляция ОЧГМ через 30 сут. после загрязнения не обнаруживалась через 90 сут. По сравнению со значением этого показателя через 30 сут. после загрязнения ОЧГМ через 90 сут. уменьшилась в 1.6 раза. ОЧГМ в варианте № 5 через 90 сут. составила 16.6×10^5 КОЕ/г почвы, что было в 1.6 раза больше, чем в контрольной почве К2. В микробоценозах почвы вариантов № 6 и № 7 наблюдались сходные тенденции. ОЧГМ через 90 сут. составила 8.7×10^5 и 7.0×10^5 КОЕ/г почвы соответственно, что было в 1.6 и 1.9 раза меньше, чем в контроле К2 (см. рис. 1, б). ОЧГМ уменьшилась по сравнению с ОЧГМ, зарегистрированной через 30 сут. эксперимента в вариантах № 6 и № 7, в 1.6 и 2.1 раза соответственно. Таким образом, комбинация Fe (II) и Ni (II) заметно ингибировала жизнедеятельность гетеротрофных микроорганизмов через 90 сут. – больше, чем эти металлы, внесенные в почву по отдельности. В почвенном микробоценозе с 10ПДК Cu (II) ОЧГМ через 90 сут. снизилась до 6.0×10^5 КОЕ/г почвы, что было в 2.3 раза меньше, чем в контрольной почве К2 (см. рис. 1, б). По сравнению со значением показателя через 30 сут. после загрязнения ОЧГМ в этом варианте через 90 сут. уменьшилась в 2.5 раза. В почвенном микробоценозе с 50ПДК Cu (II) снижение ОЧГМ было менее заметным: ОЧГМ была в 1.3 раза меньше по сравнению с контролем К2 и в 2.3 раза меньше по сравнению с ОЧГМ в этом варианте через 30 сут. ОЧГМ в варианте № 10 через 90 сут. составила 11.0×10^5 КОЕ/г почвы, что было в 1.2 раза меньше, чем значение в контроле К2, и почти не отличалось от значения в этом варианте через 30 сут. Комбинация железа и меди в повышенных концентрациях (вариант № 11) также привела к снижению ОЧГМ до 9.2×10^5 КОЕ/г почвы, что было в 1.5 раза меньше, чем значение в контрольной почве К2 (см. рис. 1, б). Наблюдаемая в этом варианте стимуляция ОЧГМ через 30 сут. не обнаруживалась через 90 сут. По сравнению со значением этого показателя через 30 сут. ОЧГМ через 90 сут. значительно уменьшилась – в 9.6 раза. В почвенных микробоценозах № 12 и № 13 с тремя ТМ обнаружено ингибирование развития гетеротрофных микроорганизмов, их общая численность через 90 сут. составила 3.0×10^5 и 8.5×10^5 КОЕ/г почвы, что было в 4.5 и 1.6 раза меньше, чем в контрольной почве К2 (см. рис. 1, б). Самое

ВЛИЯНИЕ НА ПОЧВЕННУЮ МИКРОБИОТУ ЖЕЛЕЗА, МЕДИ И НИКЕЛЯ

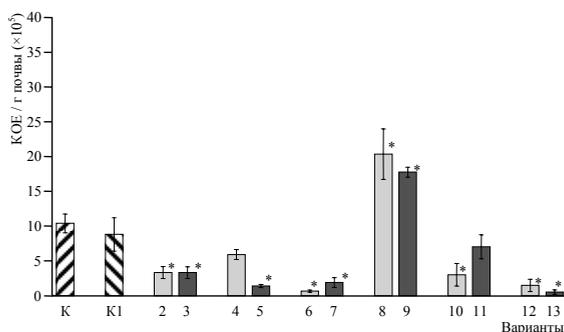
значительное подавление роста гетеротрофных микроорганизмов по сравнению с другими исследованными почвенными ценозами обнаружено в варианте № 12. По сравнению с аналогичным вариантом через 30 сут. ОЧГМ в почве снизилась в 4.7 раза.

Таким образом, через 90 сут. эксперимента за исключением вариантов с 10РГФ Fe (II), 10 и 50ПДК Ni (II) обнаружено ингибирование развития гетеротрофных микроорганизмов в почвенных микробоценозах по сравнению с контролем. Во многих вариантах отмечено заметное снижение ОЧГМ по сравнению с результатами анализа через 30 сут.

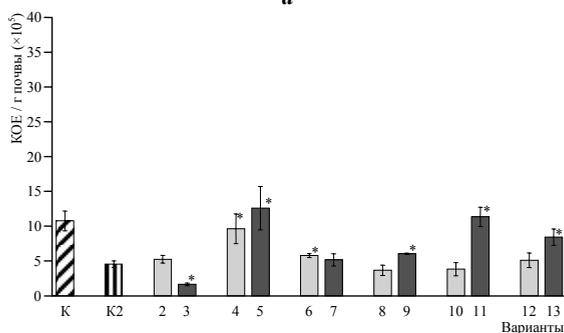
Через 210 сут. ОЧГМ в чистой почве (вариант К3) по сравнению со значением этого показателя через 90 сут, уменьшилась в 1.4 раза. ОЧГМ в почвенных микробоценозах с 10 и 50РГФ Fe (II) составила 12.1×10^5 и 8.0×10^5 КОЕ/г почвы соответственно (рис. 1, в), что было в 1.3 раза меньше, чем в аналогичных пробах через 90 сут. Таким образом, снижение численности гетеротрофных микроорганизмов, которое наблюдалось через 90 сут. при добавлении Fe (II), сохранилось. При внесении в почву 10 и 50ПДК Ni (II) ОЧГМ составила 11.3×10^5 и 10.9×10^5 КОЕ/г почвы соответственно, что было близко к значению в контрольной почве К3 (см. рис. 1, в). В варианте с 10ПДК Ni (II) ОЧГМ через 210 сут. была в 1.2 раза меньше, чем в аналогичной пробе через 90 сут.; с 50ПДК Ni (II) – в 1.5 раза меньше. Наблюдаемое в варианте № 4 снижение ОЧГМ через 90 сут. обнаруживалось также и через 210 сут. В почвенном микробоценозе варианта № 6 ОЧГМ через 210 сут. составила 5.2×10^5 КОЕ/г почвы, что было в 1.9 раза меньше, чем в контроле К3. Наблюдаемое через 90 сут. в этом варианте угнетение развития ОЧГМ сохранилось и через 210 сут. В почвенном микробоценозе варианта № 7 ОЧГМ составила 11.4×10^5 КОЕ/г почвы, это было в 1.2 раза больше, чем в контрольной почве К3. По сравнению со значением (7.0×10^5 КОЕ/г почвы) через 90 сут. ОЧГМ была в 1.6 раза выше (см. рис. 1, в). Таким образом, комбинация Fe (II) и Ni (II) через 210 сут. по-разному влияла на жизнедеятельность гетеротрофных микроорганизмов в зависимости от концентрации ТМ. Более высокая концентрация умеренно стимулировала развитие гетеротрофных микроорганизмов, тогда как пониженная концентрация ингибировала. Внесение в почву 10ПДК Cu (II) привело к повышению ОЧГМ до 12.7×10^5 КОЕ/г почвы, что было в 2.1 раза больше, чем через 90 сут., и в 1.3 раза больше, чем в контрольной почве К3. В вариантах № 9 и № 10 ОЧГМ незначительно отличалась от контроля К3. В почвенном микробоценозе варианта № 11 через 210 сут. ОЧГМ составила 7.4×10^5 КОЕ/г почвы, что было немного меньше, чем в данном варианте через 90 сут. В почвенных микробоценозах вариантов № 12 и № 13 наблюдалась стимуляция развития гетеротрофных микроорганизмов. Через 210 сут. ОЧГМ составила 15.8×10^5 и 11.7×10^5 КОЕ/г почвы соответственно, что было в 1.6 и 1.2 раза больше, чем в контрольной почве К3 (см. рис. 1, в).

Итак, через 210 сут. эксперимента обнаружено достоверное ингибирование развития гетеротрофных микроорганизмов, связанное с внесением в почву двух комбинаций: 10РГФ Fe (II) и 10ПДК Ni (II); 50РГФ Fe (II) и 50ПДК Cu (II). Достоверная стимуляция роста по сравнению с контролем обнаружена в варианте с тремя ТМ: 10РГФ Fe (II)+10ПДК Ni (II)+10ПДК Cu (II), умеренная стимуляция наблюдалась в почвенном микробоценозе с 50ПДК Ni (II) и при его комбинации с

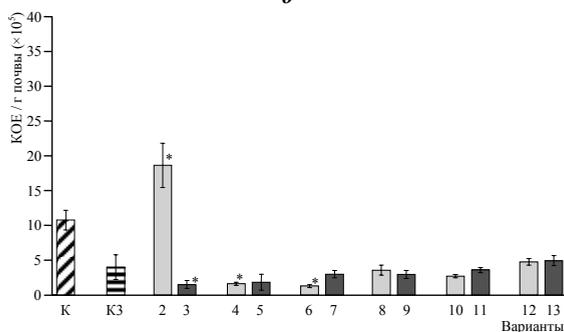
50РГФ Fe (II). В остальных микробоценозах существенной разницы по сравнению с контрольной почвой через 210 сут. не наблюдалось.



a



б



в

Рис. 2. Численность культивируемых железooksисляющих микроорганизмов через 30 (*a*), 90 (*б*) и 210 (*в*) сут. эксперимента. К – контроль (0 сут.), К1, К2 и К3 – контроль через 30, 90 и 210 сут. Доверительный интервал рассчитан с вероятностью 95% ($n = 12$); * – статистически значимые различия по сравнению с контролем через 30, 90 и 210 сут. соответственно при $p < 0.05$

Кроме ОЧГМ, мы исследовали также численность железooksисляющих микроорганизмов, способных развиваться в нейтральной почве, учитывая, что железо – один из выбранных нами для исследования загрязнителей. Кроме того, известно, что в почве магнитные минералы железа, в том числе и техногенного происхождения, могут сорбировать другие ТМ (Водяницкий, Шоба, 2015). Железо способны окислять нейтрофильные железooksисляющие микроорганизмы, к которым относятся представители самых разных групп прокариот (Sabrina et al., 2011). Как было показано исследователями (Зархарова и др., 2010; Пиневич, 2005), гетеротрофные микроорганизмы окисляют Fe (II), удаляя таким путем H_2O_2 , образующуюся в их метаболических процессах. Данная функция у микроорганизмов проявляется в специфических экологических условиях.

На рис. 2 представлены результаты оценки численности культивируемых нейтрофильных железooksисляющих микроорганизмов через 30 сут. после внесения в почву загрязнителей. В исходной незагрязненной почве численность железooksисляющих микроорганизмов составляла 10.4×10^5 КОЕ/г почвы. Через 30 сут. численность железooksисляющих микроорганизмов в варианте К1 уменьшилась

ВЛИЯНИЕ НА ПОЧВЕННУЮ МИКРОБИОТУ ЖЕЛЕЗА, МЕДИ И НИКЕЛЯ

в 1.2 раза, составляя 8.8×10^5 КОЕ/г почвы. Подобные результаты были получены при анализе ОЧГМ в почве через 30 сут. эксперимента. Внесение в почву 10 и 50РГФ Fe (II) значительно ингибировало развитие железоокисляющих микроорганизмов в почве, их численность через 30 сут. составила 3.3×10^5 КОЕ/г почвы в обоих вариантах, что было в 2.7 раза ниже, чем в контрольной почве К1. При внесении в почву Ni (II) также наблюдалось угнетение развития железоокисляющих микроорганизмов, которое было прямо пропорционально концентрации данного ТМ. Численность железоокисляющих микроорганизмов в микробоценозе с 10ПДК Ni (II) через 30 сут. составила 5.9×10^5 КОЕ/г почвы, что было в 1.5 раза ниже, чем в контрольной почве К1 (рис. 2, а).

Содержание железоокисляющих микроорганизмов в почве с 50ПДК Ni (II) через 30 сут. составило 1.4×10^5 КОЕ/г почвы, что было в 6.3 раза меньше, чем в контроле К1. Внесение в почву 10РГФ Fe (II) в комбинации с 10ПДК Ni (II) привело к значительному снижению численности железоокисляющих микроорганизмов через 30 сут. – до 0.7×10^5 КОЕ/г почвы, что было в 14.8 раза меньше, чем в контрольной почве К1 (см. рис. 2, а). В микробоценозе варианта № 7 также наблюдалось ингибирование жизнедеятельности железоокисляющих микроорганизмов, численность которых через 30 сут. эксперимента составила 1.9×10^5 КОЕ/г почвы, что было в 4.6 раза ниже, чем в контрольной почве К1. Так же, как и под действием индивидуальных ТМ, численность железоокисляющих микроорганизмов значительно снижалась. Отмечено, что ингибирующее действие комбинации данных ТМ было сильнее, чем действие индивидуальных металлов. Внесение в почву 10 и 50ПДК Cu (II) оказало противоположный эффект, значительно стимулируя развитие железоокисляющих микроорганизмов в почве, их численность через 30 сут. составила 20.3×10^5 и 17.7×10^5 КОЕ/г почвы соответственно, что было в 2.3 и 2 раза выше, чем в контроле К1. Полученные нами результаты согласуются с известными литературными данными о стимулирующем действии невысоких концентраций ТМ на рост почвенных микроорганизмов (Гузев, Левин, 2001; Sumampouw, Risjani, 2014). Количество железоокисляющих микроорганизмов в почвенном микробоценозе варианта № 10 через 30 сут. составило 3.0×10^5 КОЕ/г почвы, что было в 2.9 раза ниже, чем в контрольной почве К1 (см. рис. 2, а). Комбинация железа и меди в повышенной концентрации также способствовала снижению численности железоокисляющих микроорганизмов, которая составила через 30 сут. эксперимента 7.0×10^5 КОЕ/г почвы, что было в 1.3 раза ниже, чем в контроле К1. В почвенном микробоценозе варианта № 12 с комбинацией из трех ТМ численность железоокисляющих микроорганизмов через 30 сут. эксперимента составила 1.5×10^5 КОЕ/г почвы, что было в 5.9 раза ниже, чем в контрольной почве К1. Внесение железа, никеля и меди в почву в повышенных концентрациях снизило содержание железоокисляющих микроорганизмов до 0.5×10^5 КОЕ/г почвы, что было в 17.6 раз меньше, чем в контроле К1. Комбинация Fe (II), Ni (II) и Cu (II) заметно ингибировала жизнедеятельность железоокисляющих микроорганизмов через 30 сут., больше, чем эти металлы, внесенные в почву по отдельности. Самое значительное подавление роста железоокисляющих микроорганизмов через 30 сут. эксперимента по сравнению с другими исследованными почвенными ценозами обнаружено в варианте № 13.

Анализ почвенных микробоценозов по показателю численности железоокисляющих микроорганизмов показал, что стимуляция развития железоокисляющих микроорганизмов по сравнению с контрольной незагрязненной почвой через 30 сут. эксперимента происходила только при внесении в почву 10 и 50ПДК Cu (II). Все остальные ТМ и их комбинации в разных концентрациях оказывали ингибирующее действие.

Через 90 сут. эксперимента численность железоокисляющих микроорганизмов в микробоценозе с 10РГФ Fe (II) составила 5.1×10^5 КОЕ/г почвы, что примерно соответствовало значению данного показателя в контрольной чистой почве через 90 сут. (вариант К2) (рис. 2, б). По сравнению со значением предыдущего анализа (через 30 сут.) количество железоокисляющих микроорганизмов в этом микробоценозе выросло. Напротив, численность железоокисляющих микроорганизмов в почве с 50РГФ Fe (II) через 90 сут. составила 1.6×10^5 КОЕ/г почвы, что было в 2.7 раза меньше, чем в контрольной почве К2 и в 2 раза меньше, чем в этом варианте через 30 сут. Таким образом, если через 30 сут. внесение в почву Fe (II) в концентрации 10 и 50РГФ ингибировало развитие железоокисляющих микроорганизмов в равной степени, то через 90 сут. наблюдались противоположные эффекты. Дальнейшее ингибирование развития железоокисляющих микроорганизмов с увеличением времени экспозиции наблюдалось только в варианте с высокой концентрацией Fe (II). Численность железоокисляющих микроорганизмов в почвенных микробоценозах вариантов № 4 и № 5 через 90 сут. составила 9.3×10^5 и 12.2×10^5 КОЕ/г почвы соответственно, что было в 2.1 и 2.7 раза выше, чем в контрольной почве К2 (см. рис. 2, б). Наблюдаемая стимуляция развития железоокисляющих микроорганизмов через 90 сут. была прямо пропорциональна концентрации Ni (II), тогда как через 30 сут. эксперимента в данных вариантах наблюдался обратный эффект – ингибирование развития железоокисляющих микроорганизмов. При этом более высокая концентрация Ni (II) ингибировала железоокисляющие микроорганизмы в большей степени. Численность железоокисляющих микроорганизмов в микробоценозах вариантов № 6 и № 7 составила 5.6×10^5 и 5.0×10^5 КОЕ/г почвы, что было незначительно выше, чем в контроле К2 (см. рис. 2, б). По сравнению с результатами анализа через 30 сут. эксперимента численность железоокисляющих микроорганизмов увеличилась в вариантах № 6 и № 7 в 8 и 2.6 раза. При внесении в почву 10ПДК Cu (II) содержание железоокисляющих микроорганизмов через 90 сут. находилось на уровне 3.5×10^5 КОЕ/г почвы, что немного меньше, чем в контрольной почве К2. Значение этого показателя через 90 сут. уменьшилось в 5.8 раза по сравнению с результатом анализа через 30 сут. Внесение в почву 50ПДК Cu (II) способствовало стимуляции численности железоокисляющих микроорганизмов по сравнению с контролем К2 через 90 сут., по сравнению с численностью железоокисляющих микроорганизмов в этом варианте через 30 сут. данный показатель через 90 сут. был в 3 раза меньше. В почвенном микробоценозе варианта № 10 численность железоокисляющих микроорганизмов составляла 3.7×10^5 КОЕ/г почвы, она была примерно в 1.2 раза ниже по сравнению с контролем К2 (см. рис. 2, б) и в 1.2 раза выше по сравнению с численностью железоокисляющих микроорганизмов в этом варианте через 30 сут. В почвенном микробоценозе варианта № 11 численность железоокисляющих микроорганизмов составила 10.9×10^5 КОЕ/г почвы, что было в 2.4 раза выше, чем значение в контроле К2. По

ВЛИЯНИЕ НА ПОЧВЕННУЮ МИКРОБИОТУ ЖЕЛЕЗА, МЕДИ И НИКЕЛЯ

сравнению со значением этого показателя через 30 сут. численность железоокисляющих микроорганизмов через 90 сут. увеличилась в 1.5 раза. Сочетание железа, никеля и меди в пониженной концентрации не привело к существенным различиям в численности железоокисляющих микроорганизмов по сравнению с контролем К2 через 90 сут. Численность железоокисляющих микроорганизмов составила 4.9×10^5 и 8.1×10^5 КОЕ/г почвы в вариантах № 12 и № 13, что было в 1.1 и 1.8 раза больше, чем в контроле К2 (см. рис. 2, б). По сравнению с результатами анализа аналогичных микробоценозов через 30 сут. численность железоокисляющих микроорганизмов увеличилась в 3.2 и 16.2 раза соответственно.

Таким образом, стимуляция развития железоокисляющих микроорганизмов по сравнению с контрольной почвой через 90 сут. была связана с внесением в почву 10 и 50ПДК Ni (II); 50ПДК Cu (II), а также нескольких комбинаций: 10РГФ Fe (II)+10ПДК Ni (II); 50РГФ Fe (II)+50ПДК Cu (II) и 50РГФ Fe (II)+50ПДК Ni (II)+50ПДК Cu (II).

Численность железоокисляющих микроорганизмов в контрольной почве через 210 сут. (вариант К3) составила 3.8×10^5 КОЕ/г почвы, что было в 1.2 раза меньше, чем в варианте К2 (рис. 2, в). При внесении в почву 10РГФ Fe (II) численность железоокисляющих микроорганизмов через 210 сут. составила 18.0×10^5 КОЕ/г почвы, что было в 4.7 раза больше, чем в контрольной почве К3 и в 3.5 раза больше, чем в этом варианте через 90 сут. В микробоценозе с 50РГФ Fe (II), напротив, наблюдаемое через 90 сут. ингибирование численности железоокисляющих микроорганизмов сохранилось, указывая, предположительно, на токсическое действие железа в концентрации 50ПДК на микроорганизмы. Численность железоокисляющих микроорганизмов в почвенных микробоценозах с 10 и 50ПДК Ni (II) через 210 сут. составила 1.6×10^5 и 1.8×10^5 КОЕ/г почвы, что было в 5.8 и в 6.8 раза ниже этого показателя в аналогичных пробах через 90 сут. и в 2.4 и 2.1 раза ниже, чем в контроле К3. Через 210 сут. в почвенных микробоценозах с комбинацией двух металлов численность железоокисляющих микроорганизмов составила 1.2×10^5 и 2.9×10^5 КОЕ/г почвы в вариантах № 6 и № 7, что было в 4.6 и 1.7 раза меньше, чем в этих вариантах через 90 сут. (см. рис. 2, в) и в 3.2 и 1.3 раза ниже, чем в контроле К3. При внесении в почву 10ПДК Cu (II) численность железоокисляющих микроорганизмов через 210 сут. составила 3.4×10^5 КОЕ/г почвы, не отличаясь от значения в этом варианте через 90 сут. (см. рис. 2, в). В микробоценозе с 50ПДК Cu (II) содержание железоокисляющих микроорганизмов уменьшилось в 2 раза по сравнению с предыдущим анализом через 90 сут., составляя 2.8×10^5 КОЕ/г почвы. Комбинация железа и меди в исследованных концентрациях также способствовала снижению численности железоокисляющих микроорганизмов через 210 сут. до 2.6×10^5 и 3.4×10^5 КОЕ/г почвы, это в 1.4 и 3.2 раза меньше, чем в аналогичной пробе через 90 сут. В почвенных микробоценозах вариантов № 12 и № 13 численность железоокисляющих микроорганизмов в почве через 210 сут составила 4.6×10^5 и 4.8×10^5 КОЕ/г почвы, что было в 1.2 и 1.3 раза больше, чем в контрольной почве К3 (см. рис. 2, в). В микробоценозе варианта № 13 численность железоокисляющих микроорганизмов снизилась в 1.7 раза по сравнению со значением этого показателя через 90 сут.

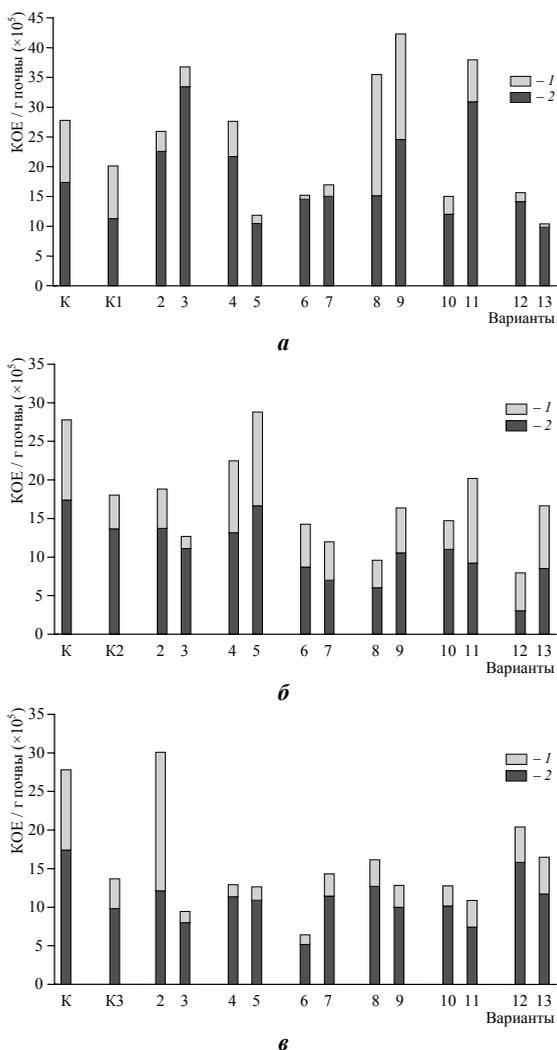


Рис. 3. Долевая часть железобактериальных (1) и гетеротрофных (2) микроорганизмов в почвенных микробиоценозах через 30 (а), 90 (б) и 210 (в) сут. эксперимента

та долевая часть железобактериальных организмов в микробиоценозах с добавлением ТМ снизилась за исключением варианта с 10РГФ Fe (II).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Итак, в настоящей работе был установлен различный характер влияния ТМ на почвенные микроорганизмы, выявлена степень стабильности почвенных микробио-

Итак, через 210 сут. модельного эксперимента во всех почвенных микробиоценозах, за исключением варианта № 2, отмечено ингибирование развития железобактериальных микроорганизмов по сравнению с результатами содержания микроорганизмов этой группы через 90 сут. По сравнению с численностью железобактериальных микроорганизмов в контрольной почве через 210 сут. в большинстве ценозов обнаружено пониженное количество железобактериальных микроорганизмов.

На рис. 3 представлена сравнительная оценка долевой части гетеротрофных и железобактериальных микроорганизмов в почвенных микробиоценозах через 30, 90 и 210 сут. эксперимента. Видно, что в контрольной незагрязненной почве доля железобактериальных микроорганизмов уменьшалась с течением времени. Напротив, во многих вариантах почвы, загрязненной ТМ, доля железобактериальных микроорганизмов заметно увеличилась через 90 сут. эксперимента. Исключение составили микробиоценозы с 10 и 50ПДК Cu (II), в которых доля железобактериальных микроорганизмов значительно увеличилась уже через 30 сут., а к 90 сут. снизилась. Через 210 сут. эксперимента

ВЛИЯНИЕ НА ПОЧВЕННУЮ МИКРОБИОТУ ЖЕЛЕЗА, МЕДИ И НИКЕЛЯ

ценозов южного чернозёма. Внесение в почву железа и меди в концентрациях 10 и 50РГФ/ПДК по отдельности и в сочетаниях в первый месяц стимулировало развитие гетеротрофных микроорганизмов в почвенных микробоценозах. Никель, внесенный в почву в концентрации 50ПДК отдельно и в ряде сочетаний с другими ТМ, не оказывал стимулирующее действие на развитие гетеротрофных микроорганизмов.

С увеличением времени нахождения ТМ в почве численность гетеротрофных микроорганизмов уменьшалась, через 3 месяца достигая значений в контрольной почве, в некоторых микробоценозах наблюдалось ингибирующее действие ТМ, особенно выраженное при комбинации загрязнителей. Через 7 месяцев результаты содержания гетеротрофных микроорганизмов свидетельствовали о формировании стабильных микробоценозов. В большинстве вариантов существенной разницы по сравнению с контрольной почвой не обнаруживалось.

Как показали проведенные эксперименты, изменения в группе железоокисляющих микроорганизмов почвенных микробоценозов были противоположными. За исключением вариантов с внесением 10 и 50ПДК Cu (II), железо, никель и их комбинации в разных концентрациях оказывали ингибирующее действие на развитие железоокисляющих микроорганизмов в первый месяц. Ингибирующее действие комбинации ТМ было сильнее, чем действие индивидуальных металлов. С увеличением времени нахождения ТМ в почве численность железоокисляющих микроорганизмов заметно увеличилась, достигнув максимальных значений через 3 месяца, восстановившись до уровня контроля или превышая его. Через 7 месяцев за одним исключением отмечалось ингибирование развития железоокисляющих микроорганизмов или соответствие значению в контрольной почве. Выявленные колебания в численности микроорганизмов этой группы указывали на лабильность этого микробиологического показателя почвы.

Обнаруженные тенденции развития почвенных микроорганизмов способствуют лучшему пониманию процессов, происходящих в почвах при антропогенном загрязнении.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Бородина Н. А. Оценка техногенного загрязнения по содержанию кислоторастворимых форм тяжелых металлов в урбанизированных почвах города Свободного (Амурская область) // Изв. Самар. науч. центра РАН. 2014. Т. 16, № 1. С. 1055 – 1058.

Будыкина Е. А. Переработка осадков сточных вод. М. : Креативная экономика, 2012. 188 с.

Водяницкий Ю. Н., Шоба С. А. Магнитная восприимчивость как индикатор загрязнения тяжелыми металлами городских почв // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение. 2015. № 1. С. 13 – 20.

ГН 2.1.7.2041-06. Предельно допустимые концентрации (ПДК) и ориентировочно-допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве : Гигиенические нормативы. М. : Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006. 15 с.

Гончарук Е. А., Загоскина Н. В. Тяжелые металлы : поступление, токсичность и защитные механизмы растений (на примере ионов кадмия) // Вісн. Харківського національного аграрного університету. Сер. біологія. 2017. Вип. 1. С. 35 – 49.

Гузев В. С., Левин С. В. Техногенные изменения сообщества почвенных микроорганизмов // Перспективы развития почвенной биологии. 2001. № 5. С. 178 – 219.

Захарова Ю. Р., Парфенова В. В. Метод культивирования микроорганизмов, окисляющих железо и марганец в донных осадках оз. Байкал // Изв. РАН. Сер. Биол. 2007. № 3. С. 290 – 295.

Захарова Ю. Р., Парфенова В. В., Гранина Л. З., Кравченко О. С., Земская Т. И. Распределение культивируемых железо- и марганецоксилирующих бактерий в донных осадках озера Байкал // Биология внутренних вод. 2010. № 4. С. 22 – 30.

Ильин В. Б. Тяжелые металлы и неметаллы в системе почва-растение. Новосибирск : Изд-во Сиб. отд-ния РАН, 2012. 218 с.

Касимов Н. С., Никифорова Е. М. Геохимия городов и городских ландшафтов / под ред. Н. С. Касимова, В. Н. Башкина, А. С. Курбатовой // Экология города. М. : Научный мир, 2004. С. 234 – 268.

Колесников С. И., Попович А. А., Казеев К. Ш., Вальков В. Ф. Влияние загрязнения фтором, бором, селеном, мышьяком на биологические свойства чернозема обыкновенного // Почвоведение. 2008. № 4. С. 448 – 453.

Колесников С. И., Пономарева С. В., Казеев К. Ш., Вальков В. Ф. Ранжирование химических элементов по степени их экологической опасности для почвы // Докл. РАСХН. 2010. № 1. С. 27 – 29.

Куриленко В. В., Подлипский И. И., Осмоловская Н. Г. Эколого-геологическая и биогеохимическая оценка воздействия полигонов бытовых отходов на состояние окружающей среды // Экология и промышленность России. 2012. № 11. С. 28 – 32.

Ларионов М. В. Особенности накопления техногенных тяжелых металлов в почвах городов Среднего и Нижнего Поволжья // Вестн. Том. гос. ун-та. 2013. № 368. С. 189 – 194.

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

Небольсин А. Н., Небольсина З. П., Алексеев Ю. В., Яковлева Л. В. Известкование почв, загрязненных тяжелыми металлами // Агрехимия. 2004. № 3. С. 48 – 54.

Новоселова Е. И., Волкова О. О., Михайлова Е. И. Влияние кадмия и меди на активность гидrolитических ферментов урбанозема // Вестн. Башк. ун-та. 2016. Т. 21, № 4. С. 940 – 942.

Пиневич А. В. Микробиология железа и марганца. СПб. : Изд-во С.-Петерб. ун-та, 2005. 374 с.

Практикум по микробиологии / под ред. А. И. Нетрусова. М. : Академия, 2005. 608 с.

Серегина Ю. Ю., Семенова И. Н., Кужина Г. Ш. Комплексная оценка загрязнения тяжелыми металлами почвенного покрова прибрежной зоны р. Белая Белорецкого района Республики Башкортостан // Живые и биосферные системы. 2013. № 3. URL: <http://www.jbks.ru/archive/issue-3/article-4> (дата обращения: 10.08.2019).

Скугорева С. Г., Ашихмина Т. Я., Фокина А. И., Лялина Е. И. Химические основы токсического действия тяжелых металлов (обзор) // Теоретическая и прикладная экология. 2016. № 1. С. 4 – 13.

Сорокин Н. Д., Гродницкая И. Д., Шапченкова О. А., Евграфова С. Ю. Экспериментальная оценка устойчивости почвенного микробсообщества при химическом загрязнении // Почвоведение. 2009. № 6. С. 701 – 707.

Степанова М. В., Еремеевичи А. В. Некоторые особенности миграции тяжелых металлов в системе «почва – растение – человек» // АгроЭкоИнфо. 2011. № 2. С. 1 – 10.

Фокина А. И., Ашихмина Т. Я., Домрачева Л. И., Горностаева Е. А., Огородникова С. Ю. Тяжелые металлы как фактор изменения метаболизма у микроорганизмов (обзор) // Теоретическая и прикладная экология. 2015. № 2. С. 5 – 17.

Abbas S. H., Ismail I. M., Mostafa T. M., Sulaymon A. H. Biosorption of Heavy Metals : A Review // J. of Chemical Science and Technology. 2014. Vol. 3. P. 74 – 102.

Abou-Shanab R. A., Ghazlan H., Ghanem K., Moawad H. Behaviour of bacterial populations isolated from rhizosphere of *Diplachne fusca* dominant in industrial sites // World J. of Microbiology and Biotechnology. 2005. Vol. 21, iss. 6–7. P. 1095 – 1101.

ВЛИЯНИЕ НА ПОЧВЕННУЮ МИКРОБИОТУ ЖЕЛЕЗА, МЕДИ И НИКЕЛЯ

Friedlová M. The influence of heavy metals on soil biological and chemical properties // Soil and Water Research. 2010. Vol. 5, № 1. P. 21 – 27. DOI: <https://doi.org/10.17221/11/2009-SWR>

Foght J., Aislabie J. Enumeration of soil microorganisms // Manual for soil analysis – monitoring and assessing soil bioremediation / eds. R. Margesin, F. Schinner. Berlin, Heidelberg : Springer-Verlag, 2005. P. 261 – 280.

Granina L. Z., Parfenova V. V., Zemskaya T. I., Zakharova Yu. R., Golobokova L. P. On iron and manganese oxidizing microorganisms in sedimentary redox cycling in lake Baikal // Berliner Palaobiologische Abhandlungen. 2003. Vol. 4. P. 121 – 128.

Hassan W., Akmal M., Muhammad I., Younas M., Zahaid K. R., Ali F. Response of soil microbial biomass and enzymes activity to cadmium (Cd) toxicity under different soil textures and incubation times // Australian J. of Crop Science. 2013. Vol. 7, № 5. P. 674 – 680.

Hemida S. K., Omar S. A., Abdel-Mallek A. Y. Microbial populations and enzyme activity in soil treated with heavy metals // Water, Air, Soil Pollut. 1997. Vol. 95, № 1 – 4. P. 13 – 22.

Joynt J., Bischoff M., Turco R., Konopka A., Nakatsu C. H. Microbial community analysis of soils contaminated with lead, chromium and petroleum hydrocarbons // Microbial Ecology. 2006. Vol. 51, № 2. P. 209 – 219.

Murata T., Kanao-Koshikawa M., Takamatsu T. Effects of Pb, Cu, Sb, Zn and Ag contamination on the proliferation of soil bacterial colonies, soil dehydrogenase activity, and phospholipid fatty acid profiles of soil microbial communities // Water, Air, and Soil Pollution. 2005. Vol. 164. P. 103 – 118.

Ofoegbu C. J., Akubugwo E. I., Dike C. C., Maduka H. C. C., Ugwu C. E., Obasi N. A. Effects of heavy metals on soil enzymatic activities in the Ishiagu mining area of Ebonyi State-Nigeria // J. of Environmental Science, Toxicology and Food Technology. 2013. Vol. 5, № 6. P. 66 – 71.

Qianrui H., Xianfeng C., Wufu Q., Jun X., Shuran Y. Analysis on heavy metal distribution in overlying deposit and pollution characteristics in rivers around Dahongshan Fe&Cu mine in Yunnan Province, China // IOP Conference. Ser. Earth and Environmental Science. 2017. Vol. 95, iss. 4. P. e042079. DOI: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/95/4/042079>

Ruchita D., Wasiullah M., Deepti P., Kuppusamy S. B., Udai S., Asha S., Renu S. P., Bhanu R. P., Jai S. K., Pawan L., Harshad P. Diby Bioremediation of heavy metals from soil and aquatic environment: an overview of principles and criteria of fundamental processes // Sustainability. 2015. Vol. 7, iss. 2. P. 2189 – 2212. DOI: <https://doi.org/10.3390/su7022189>

Sabrina H., Michael S., Johnson B. The iron-oxidizing proteobacteria // Microbiology. 2011. Vol. 157, iss. 6. P. 1551 – 1564. DOI: <https://doi.org/10.1099/mic.0.045344-0>

Shi Z. J., Lu Y., Xu Z. G., Fu S. L. Enzyme activities of urban soils under different land use in the Shenzhen city, China // Plant Soil and Environment. 2008. Vol. 54, № 8. P. 341–346.

Su C., Jiang L., Zhang W. A review on heavy metal contamination in the soil worldwide: Situation, impact and remediation techniques // Environmental Skeptics and Critics. 2014. Vol. 3, № 2. P. 24 – 38.

Sumampouw O. J., Risjani Y. Bacteria as indicators of environmental pollution: Review // International J. of Ecosystems and Ecology Science. 2014. Vol. 4, № 6. P. 251 – 258. DOI: <https://doi.org/10.5923/j.ije.20140406.03>

Terekhova V. A., Shitikov V. K., Ivanova A. E., Kydralievа K. A. Assessment of the ecological risk of technogenic soil pollution on the basis of the statistical distribution of the occurrence of micromycete species // Russ. J. Ecology. 2017. Vol. 48, № 5. P. 417 – 424. DOI: <https://doi.org/10.1134/S1067413617050125>

Vodyanitskii Yu. N. Contamination of Soils with Heavy Metals and Metalloids and Its Ecological Hazard (Analytic Review) // Eurasian Soil Science. 2013. Vol. 46, № 7. P. 793–801. DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229313050153>

Е. В. Плешакова, Н. А. Зеленова, К. Т. Нгун, М. В. Решетников

**Impact of Iron, Copper and Nickel Ions Introduced Into
the Soil Separately and in Various Combinations on Soil Microbiota**

Yekaterina V. Pleshakova, <https://orcid.org/0000-0003-3836-0258>; plekat@yandex.ru

Nadezhda A. Zelenova, plekat@yandex.ru

Clement T. Ngun, <https://orcid.org/0000-0002-8969-1041>; clementngun@yahoo.com

Michael V. Reshetnikov, <https://orcid.org/0000-0001-8298-029X>; rmv85@list.ru

Saratov State University

83 Astrakhanskaya St., Saratov 410012, Russia

Received 12 September 2019, revised 29 November 2019, accepted 11 December 2019

Pleshakova Y. V., Zelenova N. A., Ngun C. T., Reshetnikov M. V. Impact of Iron, Copper and Nickel Ions Introduced Into the Soil Separately and in Various Combinations on Soil Microbiota. *Povolzhskiy Journal of Ecology*, 2020, no. 1, pp. 66–85 (in Russian). DOI: <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2020-1-66-85>

In a long-term model experiment, the abundance dynamics of soil microorganisms was studied as affected by pollution of southern chernozem soils with various concentrations and combinations of iron, nickel and copper ions. In the course of this study, soil microbiocenoses were seeded on solid nutrient media and the following values were estimated: the total numbers of heterotrophic microorganisms on meat-peptone agar, the numbers of iron-oxidizing microorganisms on a selective medium in 0, 30, 90 and 210 days after the introduction of heavy metal ions into the soil. A characteristic diverse impact of heavy metal ions on soil microorganisms was established, and the degree of stability of soil microbocenoses of southern chernozem was revealed. Iron and copper concentrations of 10 and 50 RGCB/MPC in 30 days after soil contamination by individual metal ions or their combinations stimulated the proliferation of heterotrophic microorganisms in the soil microbocenoses and 90 days later the number of this microbial group decreased to the control levels and below. After 210 days, the microbiocenoses returned to a stable state. Nickel ions, introduced into the soil at a concentration of 50 MPC separately and in a number of combinations with other heavy metal ions, did not stimulate the proliferation of heterotrophic microorganisms. Opposite trends were observed in the abundance dynamics of iron-oxidizing microorganisms. With the exception of some model variants such as 10 and 50 MPC of Cu (II), iron, nickel and their combinations in various concentrations inhibited the proliferation of iron-oxidizing microorganisms in the first month after soil contamination. The inhibitory effect of a combination of heavy metal ions was stronger than that of individual metals. After 90 days, the numbers of iron-oxidizing microorganisms restored to the control level or even exceeded it. After 210 days, an inhibition of the proliferation of iron-oxidizing microorganisms was observed in the microbocenoses, or their abundance corresponded to the value in the control soil sample.

Keywords: soil microbiocenoses, heterotrophic, iron-oxidizing microorganisms, heavy metals.

DOI: <https://doi.org/10.35885/1684-7318-2020-1-66-85>

REFERENCES

Borodina N. A. Assessment the Technogenic Pollution by Content of Acid-soluble Forms of Heavy Metals in Urban Soils of Svobodniy Town (Amur Oblast). *Izvestia of Samara Scientific Center of the Russian Academy of Sciences*, 2014, vol. 16, no. 1, pp. 1055–1058 (in Russian).

Budykina T. A. *Pererabotka osadkov stochnykh vod* [Processing of Sewage Sludge]. Moscow, Kreativnaya ekonomika, 2012. 188 p. (in Russian).

Vodyanitsky Yu. N., Shoba S. A. Magnetic Susceptibility as an Indicator of Heavy Metal Contamination of Urban Soils. *Moscow University Soil Science Bulletin*, 2015, vol. 70, no. 1, pp. 10–16.

GN 2.1.7.2041-06. *Predel'no dopustimye koncentracii (PDK) i orientirovochno-dopustimye koncentracii (ODK) himicheskikh veshchestv v pochve: Gigienicheskie normativy* [Maximum Allowable Concentration (MPC) and Tentatively Permissible Concentration (MPC) of Chemicals in the Soil: Hygienic Standards]. Moscow, Federal'nyj centr gigieny i epidemiologii Rospotrebnadzora Publ., 2006. 15 p. (in Russian).

Goncharuk E. A., Zagoskina N. V. Heavy Metals: Uptake, Toxicity and Protective Mechanisms in Plants (on example of cadmium). *The Bulletin of Kharkiv National Agrarian University, Ser. Biology*, 2017, iss. 1, pp. 35–49 (in Russian).

Guzev V. S., Levin S. V. Technogenic Changes in Soil Microbial Communities. *Perspektivy razvitiia pochvennoi biologii*, 2001, no. 5, pp. 178–219 (in Russian).

Zakharova Yu. R., Parfenova V. V. A Method for Cultivation of Microorganisms Oxidizing Iron and Manganese in Bottom Sediments of Lake Baikal. *Biology Bulletin*, 2007, vol. 34, no. 3, pp. 236–241.

Zakharova Y. R., Parfenova V. V., Granina L. Z., Kravchenko O. S., Zemskaya T. I. Distribution of Iron- and Manganese-oxidizing Bacteria in the Bottom Sediments of Lake Baikal. *Inland Water Biology*, 2010, vol. 3, no. 4, pp. 313–321.

Ilyin V. B. *Tiazhelye metally i nemetally v sisteme pochva – rastenie* [Heavy Metals and Nonmetals in the Soil–Plant System]. Novosibirsk, Izdatel'stvo Sibirskogo otdeleniia RAN, 2012. 218 p. (in Russian).

Kasimov N. S., Nikiforova E. M. Geochemistry of Cities and Urban Landscapes. In: *Ekologiya goroda*. Pod red. N. S. Kasimova, V. N. Bashkina, A. S. Kurbatovoj [N. S. Kasimov, V. N. Bashkin, A. S. Kurbatova, eds. Ecology of the City]. Moscow, Nauchnyi mir Publ., 2004. pp. 234 – 268 (in Russian).

Kolesnikov S. I., Popovich A. A., Kazeev K. Sh., Val'kov V. F. The Influence of Fluorine, Boron, Selenium, and Arsenic Pollution on the Biological Properties of Ordinary Chernozems. *Eurasian Soil Science*, 2008, vol. 41, no. 4, pp. 400–404.

Kolesnikov S. I., Ponomareva S. V., Kazeev K. S., Val'kov V. F. Ranking of Chemical Elements According to Their Ecological Hazard for Soil. *Russian Agricultural Sciences*, 2010, vol. 36, no. 1, pp. 32–34.

Kourilenko. V. V., Podlipsky I. I., Osmolovskaya N. G. Ecological-geological and Biogeochemical Impact Assessment of Landfill-sites for Solid Municipal Waste on Environment State. *Ecology and Industry of Russia*, 2012, no. 11, pp. 28–32 (in Russian).

Larionov M. V. Features of Technogenic Heavy Metals Accumulation in Soils of Cities in Middle and Lower Volga Region. *Tomsk State University J.*, 2013, no. 368, pp. 189–194 (in Russian).

Marfenina O. E. *Antropogennaia ekologiya pochvennykh gribov* [Anthropogenic Ecology of Soil Fungi]. Moscow, Meditsina dlia vsekh, 2005. 196 p. (in Russian).

Nebol'sin A. N., Nebol'sina Z. P., Alekseev Yu. V., Yakovleva L. V. Liming of Soils Contaminated with Heavy Metals. *Agrokhimia*, 2004, no. 3, pp. 48–54 (in Russian).

Novoselova E. I., Volkova O. O., Mikhaylova E. I. Effect of Cadmium and Cuprum on Activity of Hydrolytic Enzymes of Urbanozem. *Vestnik Bashkirskogo universiteta*, 2026, vol. 21, no. 4, pp. 940–942 (in Russian).

- Pinevich A. V. *Mikrobiologiya zheleza i margantsa* [Iron and Manganese Microbiology]. Saint Petersburg, Izdatel'stvo Sankt-Peterburgskogo universiteta, 2005. 374 p. (in Russian).
- Praktikum po mikrobiologii*. Pod red. A. I. Netrusova [A. I. Netrusov, ed. Workshop on Microbiology]. Moscow, Academia Publ., 2005. 608 p. (in Russian).
- Seregina J. J., Semenova I. N., Kuzhina G. S. Complex Assessment of Pollution by Heavy Metals of a Soil Cover of a Coastal Zone of River. White Beloretsky Region of the Republic of Bashkortostan. *Zhivye i biokosnye sistemy*, 2013, no. 3. Available at: <http://www.jbks.ru/archive/issue-3/article-4> (accessed 10 August 2019) (in Russian).
- Skugoreva S. G., Ashihmina T. Ya., Fokina A. I., Lyalina E. I. Chemical Groups of Toxic Effect of Heavy Metals (Review). *Theoretical and Applied Ecology*, 2016, no. 1, pp. 4–13 (in Russian).
- Sorokin N. D., Grodnitskaya I. D., Shapchenkova O. A., Evgrafova S. Yu. Experimental Assessment of the Microbocenosis Stability in Chemically Polluted Soils. *Eurasian Soil Science*, 2009, vol. 42, no. 6, pp. 650–656.
- Stepanova M. V., Eremshevili A. V. Some Features of Migration of Heavy Metals in Soil-plant-human System. *AgroEcoInfo*, 2011, no. 2, pp. 1–10 (in Russian).
- Fokina A. I., Ashikhmina T. Ya., Domracheva L. I., Gornostaeva E. A., Ogorodnikova S. Yu. Heavy Metals as a Factor of Microorganisms Metabolism Changes (Review). *Theoretical and Applied Ecology*, 2015, no. 2, pp. 5–17 (in Russian).
- Abbas S. H., Ismail I. M., Mostafa T. M., Sulaymon A. H. Biosorption of Heavy Metals: A Review. *J. of Chemical Science and Technology*, 2014, vol. 3, pp. 74–102.
- Abou-Shanab R. A., Ghazlan H., Ghanem K., Moawad H. Behaviour of Bacterial Populations Isolated from Rhizosphere of *Diplachne fusca* Dominant in Industrial Sites. *World J. of Microbiology and Biotechnology*, 2005, vol. 21, iss. 6–7, pp. 1095–1101.
- Friedlová M. The Influence of Heavy Metals on Soil Biological and Chemical Properties. *Soil and Water Research*, 2010, vol. 5, no. 1, pp. 21–27. DOI: <https://doi.org/10.17221/11/2009-SWR>
- Foght J., Aislabie J. Enumeration of Soil Microorganisms. In: R. Margesin, F. Schinner, eds. *Manual for Soil Analysis – Monitoring and Assessing Soil Bioremediation*. Berlin, Heidelberg, Springer-Verlag, 2005, pp. 261–280.
- Granina L. Z., Parfenova V. V., Zemskaya T. I., Zakharova Yu. R., Golobokova L. P. On Iron and Manganese Oxidizing Microorganisms in Sedimentary Redox Cycling in Lake Baikal. *Berliner Palaobiologische Abhandlungen*, 2003, vol. 4, pp. 121–128.
- Hassan W., Akmal M., Muhammad I., Younas M., Zahaid K. R., Ali F. Response of Soil Microbial Biomass and Enzymes Activity to Cadmium (Cd) Toxicity Under Different Soil Textures and Incubation Times. *Australian J. of Crop Science*, 2013, vol. 7, no. 5, pp. 674–680.
- Hemida S. K., Omar S. A., Abdel-Mallek A. Y. Microbial Populations and Enzyme Activity in Soil Treated With Heavy Metals. *Water, Air, Soil Pollution*, 1997, vol. 95, no. 1–4, pp. 13–22.
- Joynt J., Bischoff M., Turco R., Konopka A., Nakatsu C. H. Microbial Community Analysis of Soils Contaminated With Lead, Chromium and Petroleum Hydrocarbons. *Microbial Ecology*, 2006, vol. 51, no. 2, pp. 209–219.
- Murata T., Kanao-Koshikawa M., Takamatsu T. Effects of Pb, Cu, Sb, Zn and Ag Contamination on the Proliferation of Soil Bacterial Colonies, Soil Dehydrogenase Activity, and Phospholipid Fatty Acid Profiles of Soil Microbial Communities. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2005, vol. 164, pp. 103–118.
- Ofoegbu C. J., Akubugwo E. I., Dike C. C., Maduka H. C. C., Ugwu C. E., Obasi N. A. Effects of Heavy Metals on Soil Enzymatic Activities in the Ishiagu Mining Area of Ebonyi State-Nigeria. *J. of Environmental Science, Toxicology and Food Technology*, 2013, vol. 5, no. 6, pp. 66–71.

ВЛИЯНИЕ НА ПОЧВЕННУЮ МИКРОБИОТУ ЖЕЛЕЗА, МЕДИ И НИКЕЛЯ

Qianrui H., Xianfeng C., Wufu Q., Jun X., Shuran Y. Analysis on Heavy Metal Distribution in Overlying Deposit and Pollution Characteristics in Rivers Around Dahongshan Fe&Cu Mine in Yunnan Province, China. *IOP Conference, Ser. Earth and Environmental Science*, 2017, vol. 95, iss. 4, pp. e042079. DOI: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/95/4/042079>

Ruchita D., Wasiullah M., Deepti P., Kuppusamy S. B., Udai S., Asha S., Renu S. P., Bhanu R. P., Jai S. K., Pawan L., Harshad P. Diby Bioremediation of Heavy Metals from Soil and Aquatic Environment: an Overview of Principles and Criteria of Fundamental Processes. *Sustainability*, 2015, vol. 7, iss. 2, pp. 2189–2212. DOI: <https://doi.org/10.3390/su7022189>

Sabrina H., Michael S., Johnson B. The Iron-oxidizing Proteobacteria. *Microbiology*, 2011, vol. 157, iss. 6, pp. 1551–1564. DOI: <https://doi.org/10.1099/mic.0.045344-0>

Shi Z. J., Lu Y., Xu Z. G., Fu S. L. Enzyme Activities of Urban Soils Under Different Land Use in the Shenzhen City, China. *Plant Soil and Environment*, 2008, vol. 54, no. 8, pp. 341–346.

Su C., Jiang L., Zhang W. A Review on Heavy Metal Contamination in the Soil Worldwide: Situation, Impact and Remediation Techniques. *Environmental Skeptics and Critics*, 2014, vol. 3, no. 2, pp. 24–38.

Sumampouw O. J., Risjani Y. Bacteria as indicators of environmental pollution: Review. *International J. of Ecosystems and Ecology Science*, 2014, vol. 4, no. 6, pp. 251–258. DOI: <https://doi.org/10.5923/j.ije.20140406.03>

Terekhova V. A., Shitikov V. K., Ivanova A. E., Kydraliev K. A. Assessment of the Ecological Risk of Technogenic Soil Pollution on the Basis of the Statistical Distribution of the Occurrence of Micromycete Species. *Russian J. Ecology*, 2017, vol. 48, no. 5, pp. 417–424. DOI: <https://doi.org/10.1134/S1067413617050125>

Vodyanitskii Yu. N. Contamination of Soils with Heavy Metals and Metalloids and Its Ecological Hazard (Analytic Review). *Eurasian Soil Science*, 2013, vol. 46, no. 7, pp. 793–801. DOI: <https://doi.org/10.1134/S1064229313050153>