ISSN 2074-9414 (Print)
ISSN 2313-1748 (Online)

https://doi.org/10.21603/2074-9414-2021-4-883-904

Обзорная статья
http://fptt.ru

Перспективы использования микробиома почв угольных отвалов с целью ремедиации антропогенно нарушенных экосистем

Е. Р. Фасхутдинова*, М. А. Осинцева, О. А. Неверова

Кемеровский государственный университет, Кемерово, Россия

Поступила в редакцию: 09.09.2021

Принята после рецензирования: 15.11.2021
Принята в печать: 01.12.2021

**e-mail: faskhutdinovae.98@mail.ru*
© Е. Р. Фасхутдинова, М. А. Осинцева, О. А. Неверова, 2021

Аннотация.
Введение. Угольная промышленность способствует накоплению загрязняющих веществ в почве, таких как тяжелые металлы и полициклические ароматические углеводороды. Поэтому восстановление почвы является актуальной задачей. Цель исследования – обоснование использования микроорганизмов угольных отвалов в борьбе с загрязнением почвы тяжелыми металлами и нефтяными загрязнителями.
Объекты и методы исследования. Научные статьи, изданные за последние пять лет, а также источники, цитируемые в Scopus, Web of Science и Elibrary. В работе использовали методы анализа, систематизации и обобщения тематических публикаций современных баз данных.
Результаты и их обсуждение. Одним из результатов воздействия угольной промышленности является изменение ландшафта, животного и растительного мира, а также почвенного микробиома. Биоремедиация с использованием различных микроорганизмов является эффективным методом, позволяющим восстановить поврежденные участки почвы. Доказано, что микроорганизмы, выделенные из угольных отвалов, обладают устойчивостью к тяжелым металлам и полициклическим ароматическим углеводородам, а также способностью к их утилизации. Бактерии рода *Bacillus*, а также штамм *Pseudomonas aeruginosa* способны деградировать нефтяные загрязнители. Микроорганизмы видов *Enterobacter* и *Klebsiella* оказались устойчивы к меди, железу, свинцу и марганцу. Бактерии родов *Bacillus*, *Arthrobacter*, *Pseudoarthrobacter* и *Sinomonas* показали устойчивость к никелю, мышьяку и хрому. Арбускулярные микоризные грибы увеличивают активность почвенных ферментов, повышая плодородность почв и разлагая различные органические соединения.
Выводы. Методы секвенирования позволят определить видовой состав почв угольных отвалов с целью поиска новых штаммов, способных восстанавливать поврежденные участки.

Ключевые слова. Угольная промышленность, биоремедиация, тяжелые металлы, полициклические углеводороды, микробиом

Финансирование. Работа выполнена в рамках государственного задания для выполнения научно-исследовательских работ по теме «Разработка подходов к фиторемедиации посттехногенных ландшафтов с использованием стимулирующих рост растений ризобактерий (PGPB) “омиксных” технологий», дополнительное соглашение № 075-03-2021-189/4 от 30.09.2021 (внутренний номер 075-ГЗ/Х4140/679/4).

Для цитирования: Фасхутдинова Е. Р., Осинцева М. А., Неверова О. А. Перспективы использования микробиома почв угольных отвалов с целью ремедиации антропогенно нарушенных экосистем // Техника и технология пищевых производств. 2021. Т. 51. № 4. С. 883–904. https://doi.org/10.21603/2074-9414-2021-4-883-904.

Review article

Available online at http://fptt.ru/eng

Prospects of Using Soil Microbiome of Mine Tips for Remediation of Anthropogenically Disturbed Ecosystems

Elizaveta R. Faskhutdinova*, Maria A. Osintseva, Olga A. Neverova

Kemerovo State University, Kemerovo, Russia

Received: September 09, 2021

Accepted in revised form: November 15, 2021
Accepted for publication: December 01, 2021

*e-mail: faskhutdinovae.98@mail.ru
© E.R. Faskhutdinova, M.A. Osintseva, O.A. Neverova, 2021

Abstract.
Introduction. Coal industry increases soil pollution with heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons. Therefore, resoiling is an urgent problem that requires an immediate solution. The present research objective was to substantiate the use of microorganisms from mine tips in order to decrease soil pollution with heavy metals and oil compounds.
Study objects and methods. The review featured five years of publications in Scopus, Web of Science, and Elibrary, which were subjected to analysis, systematization, and generalization.
Results and discussion. Coal industry changes landscapes, flora, fauna, and soil microbiome. Bioremediation uses various microorganisms as means of resoiling. Some microorganisms isolated from coal mining waste are resistant to heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons and are able to utilize them. For instance, such bacteria as *Bacillus* and *Pseudomonas* aeruginosa are capable of degrading oil pollutants. Microorganisms of *Enterobacter* and *Klebsiella* species were found to be resistant to copper, iron, lead, and manganese. Bacteria of the genera *Bacillus*, *Arthrobacter*, *Pseudoarthrobacter*, and *Sinomonas* are now to be resistant to nickel, arsenic, and chromium. Arbuscular mycorrhizal fungi increase the activity of soil enzymes, improve soil fertility, and decompose various organic compounds.
Conclusion. Sequencing methods make it possible to determine the species composition of soils in mine tips in order to search for new strains capable of restoring former mining areas.

Keywords. Coal industry, bioremediation, heavy metals, polycyclic hydrocarbons, microbiome

Funding. The research is part of state assignment “Development of approaches to phytoremediation of post-technogenic landscapes using the “omics” technologies that stimulate the growth of rhizobacteria (PGPB)”, supplementary agreement No. 075-03-2021-189/4 from 30.09.2021 (internal number 075-ГЗ/Х4140/679/4).

For citation: Faskhutdinova ER, Osintseva MA, Neverova OA. Prospects of Using Soil Microbiome of Mine Tips for Remediation of Anthropogenically Disturbed Ecosystems. Food Processing: Techniques and Technology. 2021;51(4):883–904. (In Russ.). https://doi.org/10.21603/2074-9414-2021-4-883-904.

Введение

Последние 20 лет охарактеризовались активной антропогенной деятельностью. В результате неправильного и неоправданного использования земельных ресурсов и ненадлежащего удаления отходов увеличилось загрязнение поверхности Земли, спровоцированное удобрениями, пестицидами, газовыми выбросами и выбросами сточных вод [1]. К сожалению, степень деградации земель увеличивается с каждым годом. По всему миру насчитывается около 5 млн участков почвы, загрязненной токсичными элементами [1–3]. Ситуация с загрязнением почвы Китая является наиболее критичной.

Сжигание накопляемого топлива, добыча металлов и полезных ископаемых, сельскохозяйственное производство пестицидов и удобрений, а также сброс сточных вод приводит к повреждению почвы и экологическому дисбалансу земель [4].

По данным Росприроднадзора за 2019 г., добыча и разведка угля осуществляется в 25 субъектах Российской Федерации на 22 угольных бассейнах и 129 отдельных месторождениях. Крупнейшим и основным источником угля на территории России является Кузнецкий угольный бассейн.

Из-за эмиссии загрязняющих веществ в результате метеорологических процессов и явлений угольные отвалы являются источниками загрязнения подземных водоносных горизонтов и поверхностных водных объектов. Нарушение земель происходит во время разработки и хранения отходов, которые изымаются из землепользования. Выработанная при разработке месторождений вскрышная порода, содержащая уголь, размещается в отвалах на протяжении всего периода эксплуатации месторождений.

Согласно статистике происходит увеличение площадей поврежденных земель. При этом площадь рекультивируемых земель, наоборот, уменьшается. Растут и накопленные вследствие добычи угля отходы. Выбросы вредных веществ увеличились на 12,5 %. Количество уловленных и обезвреженных вредных веществ сократилось на 55,4 %. Площадь нарушенных земель увеличилась на 154 %, а площадь рекультивированных сократилась на 42,0 % (рис. 1 и 2). Объем накопленных отходов от добычи угля вырос на 30,0 % [5]. Загрязнения окружающей среды локального уровня со временем превращаются в региональные.

Необходимо отметить, что на территории Российской Федерации зафиксировано 450 потенциально опасных субъектов (рис. 3).

В 2019 г. проведен аудит, включающий 104 проверки. В результате выявлено 493 нарушения Закона РФ «О недрах» и природоохранного законодательства РФ. Подсчитано, что около 120 горнодобывающих объектов находятся в бесхозном состоянии. На них не проводятся

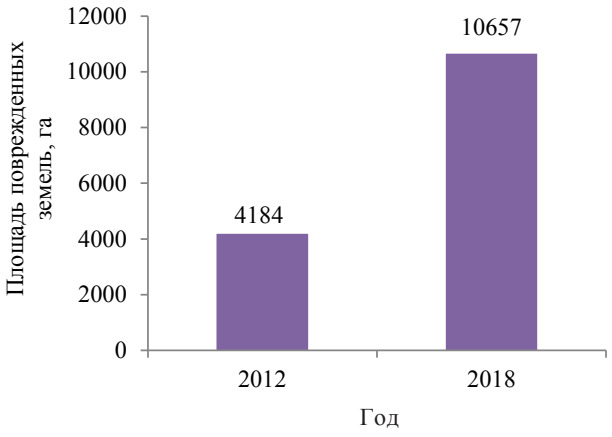

Рисунок 1. Площадь земель, поврежденных добычей угля

Figure 1. Area of land damaged by coal mining

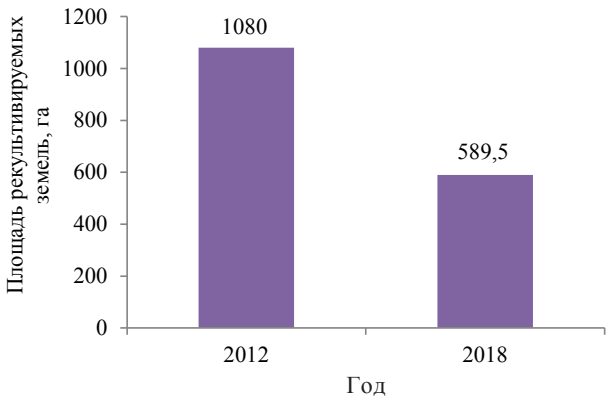

Рисунок 2. Площадь рекультивируемых земель

Figure 2. Area of reclaimed land

мероприятия по рекультивации поврежденных земель, а отработанные горные породы не ликвидированы, что создает серьезную угрозу окружающей среде.

Загрязнение почвы различными токсичными элементами представляет серьезную угрозу для человечества, влияя не только на продовольственную безопасность, но и на здоровье человека, попадая в организм разными путями [6–10].

Наиболее распространенными токсичными элементами почвы являются тяжелые металлы, среди которых Hg (ртуть), Pb (свинец), Cd (кадмий), As (мышьяк) и Zn (цинк). Ртуть представляет наибольшую опасность для организма человека, оказывая влияние на почки, иммунную, нервную и пищеварительную системы. При длительном воздействии на человека мышьяк способен аккумулироваться на кожных покровах. Соли цинка обладают повышенной токсичностью для человека. Особую угрозу представляют сульфаты и хлориды [11].

Попадание в почву полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) является следствием антропогенного воздействия. Их опасность заключается в канцерогенных, мутагенных и токсичных свойствах [12]. Доказано, что ПАУ оказывают негативное влияние на репродуктивную, сердечно-сосудистую, иммунную и эндокринную системы человека [13]. Кроме того, ПАУ способны вызывать рак молочной железы и рак желудка [14, 15].

Таким образом, восстановление почвы и удаление из нее токсичных веществ является важной и актуальной проблемой.

Человечество изобрело множество способов борьбы с загрязнением почвы. Одним из самых

Рисунок 3. Регионы РФ с наибольшим количеством потенциально опасных субъектов

Figure 3. Regions of the Russian Federation with potentially dangerous industries

распространенных методов является биоремедиация [16]. Применение этого метода позволяет сделать почву свободной от воздействия токсичных элементов [17]. Микробиом почвы использует тяжелые металлы как источник питания в процессе биоремедиации. Существует два пути ее применения: на загрязненном участке (*in situ*) и в биореакторах, в которых происходит обработка извлеченного загрязненного участка почвы, возвращенного потом на прежнее место (*ex situ*). Подобные методики обладают рядом преимуществ, что позволило им найти широкое применение.

Целью данного обзора стало обоснование использования микробиома угольных отвалов для ремедиации почв, загрязненных в результате антропогенного воздействия.

Данный обзор сосредоточен на изучении влияния тяжелых металлов и полициклических ароматических углеводородов на свойства почвы и почвенный микробиом. Рассмотрены методы биоремедиации загрязненных почв, проанализированы группы микроорганизмов, использующиеся в процессе биоремедиации, отмечена роль метагеномного секвенирования в идентификации некультивируемых микроорганизмов почвы, проанализирован состав почвы угольных отвалов, а также отмечена роль почвенной микробиоты в очистке загрязненных участков.

Объекты и методы исследования

Выполнен аналитический обзор 111 научных литературных источников на русском и английском языках. Проведены систематизация и обобщение данных по состоянию поврежденных почв угольных отвалов, а также групп микроорганизмов, способных восстанавливать почву, зараженную тяжелыми металлами и нефтепродуктами.

Поиск был ограничен рецензируемыми статьями в академических журналах и включал исследовательские и обзорные статьи, которые соответствовали тематике исследования.

Поиск в базах данных Web of Science и Scopus осуществлялся на английском языке, поиск в базе данных Elibrary – на русском. Глубина запроса составляла 36 лет: с 1985 по 2021 гг. При этом предпочтение отдавалось публикациям за последние 5 лет. Были отобраны публикации, которые подробно рассмотрели и изучили, а также ссылки в них на более ранние работы.

Результаты и их обсуждение

Антропогенное загрязнение почвы. Одними из наиболее часто встречающихся загрязнителей почв являются нефтяные углеводороды. Следствием попадания нефтепродуктов в почву является снижение ее функциональности.

Нефтегенные загрязнители попадают в почву в виде смеси алканов и полиароматических углеводородов (ПАУ). При попадании они снижают разнообразие микробиоценоза по нескольким причинам: прямая токсичность; ограничение доступа микроорганизмов к питательным веществам и воде, в результате чего становится невозможным создать строительные блоки для размножения; разрыв микробных клеток путем растворения липидов цитоплазматической мембраны [17].

В исследовании S. Mukherjee и др. было установлено, что при попадании в почву креозотов снижается разнообразие микробиоценоза. Необходимо отметить, что общее число микроорганизмов почвы увеличилось, что связано с размножением углеводородоразлагающих микроорганизмов [18]. В исследовании L. S. Khudur и др. было установлено, что дизельное топливо в концентрации 40 мл/кг изменило почвенный микробиоценоз через 2 недели воздействия. В результате был нарушен микробный баланс [19].

Токсичность нефтяных загрязнителей зависит от нескольких факторов:

– от длины углеводородной цепи (вещества с короткой углеводородной цепью более токсичны из-за их высокой биодоступности, но вещества с длинной цепью обладают повышенным мутагенным потенциалом) [20];

– от концентрации питательных веществ (повышенное содержание элементов азота и фосфора способствует увеличению численности и активности углеводородоразлагающих бактерий [19];

– от одновременного присутствия в почве как нефтяных загрязнителей, так и тяжелых металлов. Результаты исследования L. S. Khudur и др. показали, что загрязненные углеводородами почвы более восприимчивы к микробной биоремедиации при совместном загрязнении свинцом (Pb). Свинец ингибирует многие метаболические пути, такие как ферментативные и дыхательные процессы многих бактерий, и создает дополнительный стресс для углеводородоразлагающих видов [21].

Различные грибы и бактерии, находясь в почве, образуют консорциумы, которые продуцируют различные биоактивные молекулы (первичные и вторичные метаболиты). К ним относятся и окислительные и гидролитические ферменты, благодаря которым возможна минерализация углеводородных фракций. Основными ферментами, участвующими в данном процессе, являются оксигеназы. Они образуют цис-дигидродиол гидроксилирования на ароматическом кольце, который превращается в промежуточный продукт с помощью дегидрогеназы. Затем происходит образование катехолов – промежуточных продуктов цикла лимонной кислоты.

Альтернативное разложение нефтепродуктов возможно за счет использования нелигнинолитических грибов через P450 – опосредованный путь [22].

Загрязнение почвы тяжелыми металлами, которое возможно в результате природного или антропогенного воздействия, является важной проблемой [23]. Опасность тяжелых металлов заключается в том, что они являются стойкими элементами. Оптимальная концентрация тяжелых металлов не представляет угрозы для растений и животных. Однако увеличение их содержания приводит к нарушению метаболических процессов в растительных и животных организмах [24]. К тяжелым металлам, которые представляют серьезную угрозу для живых организмов, относят свинец (Pb), кадмий (Cd), ртуть (Hg), хром (Cr), цинк (Zn), уран (U), селен (Se), серебро (Ag), золото (Au), никель (Ni) и мышьяк (As).

Исследователи, в том числе Y. M. Yang и др., пришли к заключению, что на токсичность тяжелых металлов влияет не только их концентрация, но и химический вид: обменная фракция (удерживающихся электростатическими силами на поверхности минералов) обладает биодоступностью, карбонатная фракция, а также фракция Fe-Mn потенциально обладает биодоступностью, остаточная фракция не биодоступна [25]. На биодоступность тяжелых металлов оказывают влияние такие показатели, как размер частиц почвы и pH.

Китайские ученые L. Zheng и др. изучали влияние кадмия и ртути на почвенный микробиом. Авторами выяснено, что под воздействием этих загрязнителей ингибируется действие ферментов [26]. Согласно полученным данным ртуть в концентрации 30 мг/кг снижала активность почвенной уреазы на 76,50 % и 85,60 % почвенной дегидрогеназы, кадмий снижал активность кислой фосфатазы на 15,18 %. Совместное действие ртути и кадмия угнетало действие кислотной фосфатазы на 17,09 %. Также установлено, что присутсвие в почве ртути снижало численность бактерий, одновременно с этим увеличивая численность грибов.

Биоремедиация. Биоремедиация – это процесс, при котором микроорганизмы разлагают различные источники загрязнений окружающей среды. Микробиом почвы является ключевым компонентом данного процесса, поскольку является стабильными и эффективными, чем чистые культуры. Поэтому почвенные микроорганизмы становятся перспективным и многообещающим способом восстановления почвы [27].

Микробиом представляет собой взаимосвязь между микробным консорциумом и средой их обитания. Микробный консорциум – сообщество микроорганизмов различного вида, основанное на принципе экологического отбора. Установлено, что на 1 га почвы приходится более 1 т углерода микробной биомассы. Микроорганизмы оказывают как прямое, так и косвенное воздействие на жизнедеятельность растений и животных путем разложения, круговорота питательных веществ почвы, поддержания плодородия и связывания углерода в почве. При загрязнении почвы происходит адаптация микробиома, в результате чего становится возможным метаболизм внешних загрязнителей.

Химические способы утилизации отходов, сжигание, а также их захоронение оказались неэффективны. Поэтому учеными был разработан новый метод борьбы с вредными отходами – микробная биоремедиация. Данный способ является рентабельной и экологически чистой альтернативой, позволяющей эффективно разлагать загрязнители почвы [28].

Факторы, влияющие на процесс биоремедиации. На процесс биоремедиации оказывают влияния различные факторы. pH, температура, присутствие низкомолекулярных органических и гуминовых кислот влияют на валентное состояние тяжелых металлов и биодоступность ПАУ.

Главным фактором, влияющим на эффективность биоремедиации, является pH. Так как оптимальное значение pH различно для каждой группы микроорганизмов, то они будут подвержены его влиянию. pH почвы способно влиять на окислительно-восстановительные и растворимые тяжелые металлы, а также на изоэлектрическую точку в растворе [29]. При этом эффективность восстановления тяжелых форм металлов зависит от соответствия их валентных состояний и форм. Некоторые микроорганизмы не способны трансформировать тяжелые металлы и разлагать ПАУ в кислых или щелочных условиях, но способны на это в экстремальных условиях. При увеличении показателя pH происходит электрохимические притяжение и адсорбция ионов металлов за счет подъема отрицательного заряда на поверхность биомассы [30]. Установлено, что оптимальные значения pH, при которых происходит наибольшая сорбция металла, находятся в интервале от 4 до 8 [31, 32]. Однако эти значения могут варьироваться в зависимости от природы как биомассы, так и ионов металлов. В исследовании M. Aryal и M. Liakopoulou-Kyriakides установлено, что эффективность биосорбции Cr(III) штаммом *Mycobacterium* sp. Spyr1 повышалась при увеличении значения pH с 1 до 5. При этом дальнейшее повышение значения pH до 7 ингибировало процесс биоремедиации Cr(VI) [33]. Низкое значение pH негативно влияет на процесс биоремедиации из-за появления конкуренции за места связывания между ионами H и ионами металлов. Высокое значение pH способствует осаждению ионов металлов, что также замедляет биоремедиацию. Таким образом, регулировка и оценка pH почвы является важным элементом процесса биоремедиации.

Температура важна в процессе биоремедиации. При увеличении температуры повышается растворимость ПАУ и тяжелых металлов. Следовательно, увеличивается их биодоступность. [34] Кроме того, повышение температуры в оптимальном диапазоне может увеличивать микробный метаболизм и активность ферментов, повышая эффективность процесса биоремедиации. Также температура влияет на адсорбцию и десорбцию ПАУ и тяжелых металлов микроорганизмами [35]. Интенсивность адсорбции увеличивается с повышением температуры [36]. Однако ученые отмечают, что результаты долгосрочных полевых исследований и лабораторных экспериментов часто противоречивы [37]. При этом значение температуры, превышающее оптимальное, может стать причиной разрушения участков связывания ионов металлов [33]. Увеличение температуры способно привести к деформации функциональных сайтов связывания на биосорбенте и к снижению скорости удаления ионов металлов. Таким образом, эффект влияния температуры непредсказуем, сложен и требует дополнительных изучений.

Широко встречающиеся в почвах гуминовые и низкомолекулярные органические кислоты оказывают влияние на процесс биоремедиации ПАУ и тяжеллых металлов. Фенольные, карбоновые и хининовые группы способны связываться с ионами тяжелых металлов, образуя гетерогенные лиганды [38]. Доказано, что увеличение скорости деградации ПАУ микроорганизмами зависит от присутствия в почве низкомолекулярных огранических кислот из-за уменьшения адсорбции [39].

Следует отметить, что свойства и признаки самих бактерий также важны для проведения процесса биоремедиации. Фактором, влияющим на микробные свойства почвы, является активность почвенных ферментов. Различные ферменты, продуцируемые почвенной микробиотой, принимают участие во множестве биохимических реакций, влияя на плодородие и рост растительности, разлагая органические соединения [40]. Например, к источникам активности почвенных ферментов для биохимических реакций относят арбускулярные микоризные грибы (АМГ), т. к. они увеличивают активность таких почвенных ферментов, как фосфатаза, уреаза, протеаза и др. [41]. Доказано, что почвенные микрорганизмы, включая АМГ, способны стимулировать рост растений путем взаимодействия с их корнями [42]. Опубликованы исследования, доказывающие, что различный почвенный микробиом может как положительно, так и отрицательно влиять на развитие АМГ в почве. Некоторые АМГ из семейства *Glomeraceae* увеличивают обилие микроорганизмов, принадлежащих к типу *Firmicutes* и *Streptomycetes* [43].

Исследование N. B. Svenningsen и др., посвященное мониторингу состава бактериальных сообществ в почвах с различным pH и их взаимодействия с АМГ, выявило, что кислотный pH и подавление АМГ в почве могут быть связаны с обилием специфических бактериальных групп, таких как семейства *Chitinophagaeceae* и *Xanthomonadaceae* и роды *Nocardioides*, *Acidothermus*, *Arthrobacter*, *Lactobacillus*, *Pullanibacillus*, *Weissella*, *Dyella*, *Rhizomicrobium* и *Rhodanobacter* [44]. Подавление активности АМГ продолжительностью внешнего транспорта мицелия и фосфора к растению было выявлено в почвах с высоким содержанием *Acidobacteria*.

Биоремедиация обладает рядом преимуществ, что позволяет рассматривать ее как эффективный метод борьбы с различными загрязнениями, а также восстановления микробиоценоза почвы. По сравнению с традиционными методами ремедиации биоремедиация является экономичным аналогом. Согласно экспертным оценкам средняя стоимость биоремедиации составляет не более 20 % от стоимости химических методов очистки.

На сегодняшний день существует три основных метода биоремедиации *in situ*: естественное затухание, биостимуляция и биоаугментация [45].

Метод естественного затухания основан на детоксикации загрязняющих веществ местными микроорганизмами. Преимуществом данного метода является его безопасность для среды обитания. Однако его реализация может занимать длительное время, т. к. микроорганизмы, способные разлагать токсичные вещества, составляют не более 10 % от общей массы почвенной микробиоты. Поэтому ученые разработали такие методы, как биостимуляция и биоаугментация, повышающие эффективность естественного затухания [46]. Микроорганизмы, используемые в данном методе, вводятся в виде свободного или иммобилизованного инокулята. Чтобы процесс биоремедиации прошел эффективно и успешно, микроорганизмы должны быть устойчивыми к тем условиям среды, в которую они вводятся, а также разрушать токсичные элементы [47]. Эти микроорганизмы могут быть изолированы из поврежденной почвы и размножены. Также их природные ценные функции могут быть улучшены лабораторными методами. После ряда процедур такие генетически модифицированные микроорганизмы вводятся в загрязненную почву [48]. Результат биоаугментации зависит от взаимодействий между экзогенными и аборигенными микроорганизмами, которые вступают в борьбу за питательные вещества.

Выбор метода биоремедиации и организмов-биоремедиаторов зависит от видов загрязнителей, попадающих в окружающую среду [49]. Микроорганизмы, используемые в биоремедиации, способны очищать окружающую среду тремя путями: преобразованием загрязнителей в менее токсичные или вовсе не токсичные вещества;

извлечением загрязнителей из окружающей среды и их детоксикацией; ингибированием жизнедеятельности микроорганизмов, способных выделять токсичные вещества. Первый способ детоксикации загрязнителей основан на способности микроорганизмов продуцировать ферменты (гидролитические ферменты и оксидоредуктазы), второй обусловлен метаболическими процессами, инактивирующими различные токсины, а третий – антагонистической репрессией.

Различают следующие группы микроорганизмов, использующихся в биоремедиации:
– аборигенная микрофлора, деструктирующая загрязняющие вещества;
– консорциумы микроорганизмов, способные влиять на оздоровительные функции друг друга.

Наиболее часто используется аборигенная микрофлора. Для стимулирования очистки почвы от токсинов используются различные вещества, такие как меласса, навоз, навозные стоки, а также источники азота, фосфора и эмульгаторы. При активации аборигенной микрофлоры необходимо учитывать такие показатели почвы, как возраст и характер загрязнения, механический состав почвы и направление ее хозяйственного использования [50].

Биоремедиация доказала свою эффективность при борьбе с загрязнением почвы тяжелыми металлами. Согласно M. J. Blaylock и др. применение метода ремедиации позволяет сэкономить до 65 % затрат при обработке 1 акра почвы, загрязненной свинцом, по сравнению с физическими методами, такими как свалка и раскопки [51].

Микроорганизмы, участвующие в процессе биоремедиации. Бактерии обладают способностью жить при практически любых условиях окружающей среды. Они широко используются в биоремедиации из-за их небольшого размера, быстрой скорости роста и простоты культивирования. Методы восстановления тяжелых металлов основаны на применении бактерий родов *Escherichia*, *Pseudomonas*, *Bacillus* и *Micrococcus*. Ионы металлов адсорбируются на поверхностях полисахаридной стенки с помощью карбоксильных аминогрупп, фосфатных и сульфатных групп [52, 53]. Способности бактерий к поглощению ионов тяжелых металлов варьируются от 1 до 500 мг/г [54].

Необходимо отметить, что грамположительные и грамотрицательные бактерии имеют разные механизмы поведения при взаимодействии с загрязняющими веществами. Грамположительные бактерии размножаются в почвах, загрязненных токсичными металлами и ароматическими углеводородами [55]. Например, *Rhodococcus*, *Bacillus*, *Arthrobacter*, *Gordonia*, *Streptomyces* и *Nocardia* обладают способностью разлагать бифенилы, бензол и нафталин. Грамположительные и грамотрицательные бактерии проявляли различный уровень устойчивости по отношению к одному и тому же загрязняющему веществу. Исследование C. O. Nweke и др., направленное на изучение токсичности цинка на штаммах *Bacillus* sp., *Arthrobacter* sp. и *Salmonella* sp., показало, что грамотрицательные бактерии оказались менее чувствительны к данному загрязняющему веществу, чем грамположительные бактерии [56]. Исследования M. Lăzăroaie подтвердили предположение о том, что грамотрицательные бактерии проявляют большую толерантность к предельным, моноароматическим и полиароматическим углеводородам, чем грамположительные бактерии [57]. Однако ряд исследований указывает на то, что грамположительные бактерии оказались толерантны к таким видам загрязняющих веществ, как углеводороды и ПАУ [58, 59].

Грибы также являются одним из объектов, использующихся при биоремедиации загрязненных почв. Клетки этих микроорганизмов состоят из хитин-хитозанового комплекса глюкуроновой кислоты, фосфата и полисахаридов, что обуславливает их способность адсорбировать тяжелые металлы. *Aspergillus niger* применяется в качестве биосорбента для удаления Pb(II) [60]. Установлено, что грибковый изолят *Aspergillus fumigatus* удалял Cr(VI), показывая максимальное поглощение данного металла 48,2 мг/г в оптимальных условиях [61]. Биомасса *Termitomyces clypeatus* при помощи различных функциональных групп способна поглощать Cr(VI) [62].

Учеными установлено, что наибольшую эффективность при борьбе с тяжелыми металлами показали не отдельные виды микроорганизмов, а их консорциумы. C. H. Kang и др. исследовали влияние биоремедиации смеси тяжелых металлов свинца, кадмия и меди бактериальным консорциумом [63]. Консорциум состоял из 4 штаммов микроорганизмов: *Viridibacillus arenosi* B-21, *Sporosarcina soli* B-22, *Enterobacter cloacae* KJ-46 и KJ-47. Полученные результаты свидетельствуют о том, что через 48 ч использования консорциума микроорганизмов восстановление свинца показало 98 % эффективности, 85,4 % эффективности восстановления кадмия и 5,6 % эффективности восстановления меди по сравнению с отдельным штаммом.

Биоремедиация тяжелых металлов обусловлена следующими механизмами:
– взаимодействием тяжелых металлов с компонентами клеточных стенок микроорганизмов, а также с внутриклеточными белками или пептидами;
– изменением путей биохимического блокирования поглощения металлов;
– образованием безвредных форм металлов под воздействием ферментов;
– уменьшением содержания металлов под воздействием эффлюксных систем [64].

Связывание тяжелых металлов с компонентами клеточных стенок бактерий происходит за счет присутствия гидроксильных, карбонильных и

фосфатных групп, которые обладают способностью связываться с ионами металлов [65, 66]. В состав клеточной стенки грамположительных бактерий входят такие вещества, как пептидогликаны, состоящие из аланина и глутаминовой, мезодиаминовой и тейхоновой кислот. Состав клеточной стенки грамотрицательных бактерий включает в себя наличие ферментов, гликопротеинов, липополисахаридов и фосфолипидов [67]. Вышеперечисленные вещества являются сайтами для процессов связывания с тяжелыми металлами [68].

Ученые сталкиваются с тем, что большинство микроорганизмов, обитающих в окружающей среде, не поддается культивированию. Поэтому многие результаты исследований почвенного микробиома сосредоточены на культивируемых видах микроорганизмов. Следовательно, огромная часть микробиома остается неизученной и неисследованной из-за отсутствия возможности подбора оптимальных параметров культивирования. D. J. Lane и др. был описан метод, благодаря которому стал возможен филогенетический анализ микробных сообществ [69]. Данный метод основан на анализе универсальных маркеров таксономии, включая ген 5S и 16S рРНК, что позволяет получить информацию о физиологических потребностях некультивируемых микроорганизмов. Это произвело революцию в микробиологии и дало возможность выделять микроорганизмы, которые до сегодняшнего дня невозможно было получить в лабораторных условиях [70]. Секвенирование позволяет получать результаты анализа с высокой точностью – до 99,9 % [71]. Понимание механизма, с помощью которого микроорганизмы осуществляют процесс биоремедиации окружающей среды, позволит ученым разработать новые подходы по восстановлению загрязненных участков. Физиологические потребности микроорганизмов, изученные с помощью метагеномного анализа поврежденных участков, могут использоваться для биостимуляции местного микробиома. Такие исследование способны предоставить необходимую информацию биоремедиации в условиях *in situ*.

Метагеномные подходы применяются двумя способами: целевым методом и методом дробовика [72]. Первый подход регулярно используется для исследования разнообразия последовательностей малых субъединиц рРНК (16S/18S рРНК) в образце. Микробные экологи используют секвенирование малых субъединиц рРНК, чтобы понять таксономическое разнообразие окружающей среды. Его также можно применять в качестве инструмента для исследования влияния загрязнителей окружающей среды на изменение структуры микробного сообщества. Метагеномика дробовика охватывает лишь доминирующие в сообществе микроорганизмы и редко описывает геномное содержание малочисленных членов [73].

Метагеномика – многообещающая область, которая позволила микробиологам получить доступ к скрытым микробным ресурсам, актуальным для различных биотехнологических отраслей. Изучение состава и функций местного микробного сообщества позволяет найти новые микроорганизмы. Раньше микробиологические процессы выделения микроорганизмов из окружающей среды были трудозатратными и дорогостоящими, но использование метагеномики экономит время и денежные ресурсы на разработку технологий. Поэтому метагеномика имеет потенциальное применение в области биоремедиации окружающей среды. Метагеномическая, метаболическая и физиологическая оценка местного микробного сообщества поддерживает разработку эффективных технологий биоремедиации.

Тяжелые металлы выступают в роли акцепторов – электронов для микроорганизмов. За счет этого они получают энергию для процессов детоксикации загрязнителей с помощью ферментативных и неферментативных систем [74]. Бактерии также обладают способностью поглощать металлы в твердых частицах, а также в нерастворимых формах и их побочных продуктах. Такой процесс называется биоаккумуляцией. Она обусловлена наличием экзополисахаридов, которые позволяют бактериальным клеткам связываться с тяжелыми металлами. Полезные свойства полисахаридов заключаются в том, что они защищают клеточные стенки от таких факторов окружающей среды, как токсичность, засуха, соленость и пр. F. Donot и др. выяснили, что такие микроорганизмы, как *Agrobacterium* spp., *Alcaligenes faecalis*, *Xanthomonas campestris*, *Bacillus* spp., *Zygomonas mobilis*, *Leuconostoc*, *Pseudomonas* spp. и *Acetobacter xylinum* обладают способностью продуцировать полисахарид [75].

Влияние угледобывающей промышленности на окружающую среду. Угольная промышленность является одной из базовых отраслей экономики не только Российской Федерации, но и всего мира. В настоящее время добыча угля в России осуществляется открытым способом, что обусловлено низкой стоимостью и высокой производительностью [76]. Несмотря на глобальную модернизацию горного хозяйства, механизацию производства и повышение безопасности работ по добыче полезных ископаемых, вопрос о негативном влиянии угледобывающей промышленности на окружающую среду остается открытым. Это связано с выбросами твердых веществ в атмосферу и большим объемом загрязненных сточных вод, попадающих в водоемы [77]. Не меньший вред угольная промышленность наносит почве, оказывая влияние на подземные воды, а также на растительный и животный мир. В результате угледобывающих работ изменяется

ландшафтный профиль, уничтожаются животные и среды их обитания, погибает растительность, разрушается генетический профиль почвы. Это делает угольную промышленность одной из самых экологически опасных отраслей. Поэтому многие угледобывающие регионы Российской Федерации столкнулись с серьезной экологической проблемой. Некоторые территории подверглись такому серьезному влиянию и разрушению почвы, что в скором времени их можно будет отнести к «зонам экологического бедствия».

После проведения горнодобывающих работ остаются поврежденные территории, которые больше не могут быть использованы [78]. Ремедиация способна восстановить эти территории. Результатом проведения восстанавливающих мероприятий станет то, что поверженные и загрязненные участки почв будут представлять собой плодородный ландшафт с возрожденной флорой и фауной и очищенный от различных загрязняющих факторов.

Важнейшим этапом восстановления почвы является разработка и внедрение эффективных методов и технологий по рекультивации и ремедиации. Проведение этих мероприятий является необходимым, поскольку имеет большое хозяйственное, природоохранное и экологическое значение для регионов и страны в целом. На участках, занятых большим количеством промышленных предприятий, которые негативно влияют на окружающую среду, имеет место нехватка плодородных земельных ресурсов. При внедрении ремедиационных мероприятий в горнодобывающую систему возможно снижение затрат на ремедиацию, а также совершенствование этого процесса. В результате на промышленных территориях становится возможным создание лесов, парков и водоемов.

Одним из преимуществ горнодобывающей промышленности является обеспечение экономического и социального развития региона [80].

Добыча полезных ископаемых осуществляется двумя способами: открытым и закрытым. В результате открытых работ происходит эксгумация руды на поверхности или вблизи поверхности земли. Данный способ нашел свое применение в развивающихся странах.

Открытый способ добычи угля представляет собой проблему в виде карьеров и разрезов [79]. После переработки углесодержащих пород на поверхности месторождений образуются угольные отвалы (терриконы). Они опасны тем, что могут стать причиной пожаров и источником выбросов в атмосферу, водные ресурсы и почву таких загрязнителей, как окись углерода, окись азота, ртуть, кобальт и др.

В результате добычи полезных ископаемых происходит существенное изменение землепользования, которое влияет на мировую экономику. Согласно исследованиям L. Zhou и др. добыча полезных ископаемых привела к эрозии около 40 тыс. км^2 земли на территории Китая [80]. Около 700 млн га Африки подверглись деградации в результате горнодобывающей промышленности.

Согласно исследованию A. Mahar и др. в результате добычи полезных ископаемых происходит изменение pH почвы [81]. Значение этого показателя варьируется в зависимости от материнской породы, химических веществ, используемых при добыче, а также количественного состава присутствующих в почве тяжелых металлов [82]. При установлении сильно кислого или сильно щелочного значения pH нарушается рост растений [83]. Также нарушается продуктивность почвы, т. к. большинство почвенных бактерий не приспособлено к подобным условиям. Почвенная микробиота представлена бактериями и грибами, которые осуществляют разложение и инициируют симбиотическое взаимодействие с растениями [84]. Они облегчают процесс поглощения веществ, необходимых для питания. Например, азота и фосфора в обмен на углерод [85]. Они также продуцируют полисахариды, способствующие улучшению общего роста и производительности растений.

Микробиом почв угольных отвалов и их влияние на загрязнители. Добыча угля способна изменять физические, химические и биологические свойства почвы [86].

Уголь существует в виде коричневой или черной породы и превращается в нее из сложной смеси растительных остатков посредством микробной активности и других диагенетических процессов [87]. В процессе укладки угля химические компоненты в нем могут проникать в почву, изменять ее свойства и влиять на микроорганизмы. Например, органическое вещество почвы (SOM) увеличивается из-за поступления в нее сложного полимерного органического состава угля. Кроме того, почва может подвергаться подкислению или быть токсичной для микробов из-за высвобождения серы и элементов тяжелых металлов [88].

В результате эксплуатации угля возникают экологические проблемы. Например, разрушение земель, сокращение растительности и биоразнообразия [89]. Исследования, проведенные G. Donggan и др., P. D. de Quadros и др., X. Liu и др., показали, что добыча угля способствовала деградации экосистемы и сократила разнообразие растений и микроорганизмов, а также изменила структуру и свойства почвы [90–92].

Углубленное изучение микробной экологии почвенных сред добычи угля поможет разгадать видовое разнообразие мелиорационных почв для целей биоразведки и для выявления потенциальных видов биомаркеров для мониторинга восстановления и здоровья почвенных экосистем в течение нескольких лет с момента рекультивации. Однако в настоящее

время такие углубленные исследования микробных сообществ на участках рекультивации после добычи угля являются редкими [93].

Почвенные микробы управляют биогеохимическим циклом углерода, азота, серы и других элементов [91, 94–97]. Поскольку уголь содержит много S-элемента, то в исследовании C. Shen и др. выдвинуто предположение об обнаружении вариации функциональных групп, связанных с циклом серы. В результате исследования обнаружено, что относительное содержание функциональных групп связано с дыханием железа, а серное дыхание увеличено в угольных почвах. Другое исследование, проведенное P. Dorr de Quadros и др., показало, что в районе добычи угля содержание серы и сероредуцирующих бактерий больше, чем в лесной почве [91]. Цикл серы был продемонстрирован как доминирующая сила в круговороте железа. Железистый элемент играет важную роль для роста анаэробных бактерий и незаменим в ферментативной реакции. Например, пируват-ферредоксиноксидоредуктаза, участвующая в ацидогенезе [98, 99]. Исследование C. M. Hansel и др. показало, что активность дыхания микробного железа положительно коррелирует с процессом анаэробного разложения органических соединений [100].

Благодаря изучению микробного состава почвенных сред добычи угля становится возможным определение видового состава для выявления биомаркеров с целью мониторинга восстановления здоровья почвы.

O. T. Ezeokoli и др. провели исследование, направленное на изучение видового состава почвы в районах добычи угля в Южной Африке [93]. Наиболее распространенными видами микроорганизмов, населяющих исследуемые образцы почвы, были *Acidibacter*, *Acidothermus*, *Bacillus*, *Bradyrhizobium*, *Burkholderia*, *Caballeronia*, *Paraburkholderia*, *Candidatus Udaeobacter*, *Candidatus Xiphinematobacter*, *Conexibacter* и *Sphingomonas*. Наличие данных видов микроорганизмов обусловлено тем, что они способны обеспечить круговорот питательных веществ почвы, биоконтроль болезней растений, а также их рост и реакцию на абиотический стресс [98]. Например, виды *Microvirga* и *Bradyrhizobium* относятся к ризобактериям. Их полезная функция заключается в фиксации азота в ризосфере, обеспечивая рост растений [99]. Бактерии вида *Bacillus* характеризуются способностью к модуляции экспрессии растительных гормонов и адаптации к абиотическому стрессу [101]. Деградацию полициклических соединений обеспечивают микроорганизмы вида *Sphingomonas* [102]. Микроорганизм *C. Udaeobacter* принадлежит к олиготрофам и способен находиться в почвах с низким содержанием питательных веществ. Следовательно, его можно использовать в качестве биоиндикатора плохого состояния почвы.

L. W. Marzan и др. утверждают, что микробные изоляты, выделенные из загрязненных тяжелыми металлами и другими токсичными соединениями участков, могут стать перспективным инструментом для процесса их биоремедиации [103]. O. B. Ojuederie и O. O. Babalola утверждают, что традиционные химические методы борьбы с загрязнением почвы низкими концентрациями тяжелых металлов доказывают свою неэффективность. Они являются дорогостоящими, требуют большого количества реагентов, а также образуют токсичные осадки [24]. Именно поэтому поиск штаммов микроорганизмов, способных бороться с тяжелыми металлами в поврежденных почвах, является перспективным и представляет особый интерес для науки.

Способность микроорганизмов к устойчивости к тяжелым металлам индивидуальна. Бактерии, находясь в загрязненной почве, со временем развивают механизмы резистентности, к которым можно отнести барьер проницаемости клеточной мембраны, внутриклеточную и внеклеточную секвестрацию, удаление тяжелых металлов изнутри клетки путем активного транспорта, а также преобразование токсичных форм в нетоксичные в рамках метаболической деятельности [104].

K. N. Singh и D. Narzary изучали резистентность к тяжелым металлам микроорганизмов, выделеных из зоны добычи угля в Ассаме, Индия [105]. Согласно их исследованию наиболее распространенным типом микроорганизмов угольных пластов были *Firmicutes*, относительная численность которых достигла 50,6 %. Актинобактерии были вторым по распространенности, их относительная численность составила 40,5 %. Относительная численность протеобактерий составила 8,9 %. На уровне семейства и рода численность семейства *Bacillaceae* оказалась наиболее распространена (45,6 %), а численность его рода *Bacillus* составила 35,4 %. Затем следовало семейство *Micrococcaceae* (34,2 %). Численность двух его родов (*Arthrobacter* и *Pseudarthrobacte*) в сумме составила 26,6 % (13,9 и 12,7 % соответственно). Распространенным изолятом, который удалось идентифицировать до уровня вида, являлся *Bacillus cereus* (7,6 %). За ним следовал *Arthrobacter pokkalii* (5,1 %).

Исследование бактериального разнообразия слоев показало, что наибольшее разнообразие наблюдалось в слоях серого и известкового сланцев, наименьшее – в слоях песчанника на глубине 17,7–18,3 м и двух слоях углеродистого сланца (глубина 8,1–11,7 и 4,2–6,6 м). Бактерии родов *Paenarthrobacter*, *Leclercia*, *Paenibacillus*, *Ramlibacter*, *Pseudomonas*, *Acinetobacter*, *Staphylococcus*, *Chryseomicrobium*, *Microbactrerium*, *Fictibacillus*, *Curtobacterium* и *Streptomyces* обнаружены только в одном слое, тогда как *Exiguobacterium*, *Massilia*, *Lysinibacillus*, *Sinomonas*, *Arthrobacter*, *Pseudarthrobacter* и *Bacillus* распространены в нескольких пластах.

Важным фактором, влияющим на микробную активность, является pH [106].

Проведено исследование по влиянию значения pH на видовое разнообразие микроорганизмов почвы. Согласно полученным результатам слабощелочная среда угольных отвалов оказалась наиболее обогащенной бактериями различных родов, среди которых *Chryseomicrobium*, *Curtobacterium*, *Microbacterium*, *Ramlibacter* и *Staphylococcus*. На втором месте оказались сильно-кислые среды (pH 3,5–4,4), в которых обнаружены *Acinetobacter*, *Exiguobacterium*, *Paenarthrobacter* и *Pseudomonas*. Бактериями, обнаруженными как в кислых, так и в щелочных средах, оказались *Arthrobacter*, *Pseudarthrobacter*, *Massilia*, *Bacillus* и *Lysinibacillus*.

Проведено исследование по изучению устойчивости микроорганизмов к ионам тяжелых металлов. *Pseudarthrobacter* sp., выделенный из слоя известкового сланца, показал наибольшую толерантность к Ni^{2+} в концентрации 5 Мм, тогда как *Arthrobacter*, *Pseudoarthrobacter и Sinomonas* проявляли толерантность к 4 мМ Ni^{2+}. Изоляты, толерантные к 5 мМ Cu^{2+}, принадлежали к роду *Bacillus*, за исключением *Exiguobacterium* и *Lysinibacillus*. Изолятами, которые показали толерантность к 10 мМ концентрации Cr^{6+}, были *Bacillus albus*, *B. cereus*, *Exiguobacterium sibiricum* и *Pseudomonas stutzeri*. Также изоляты продемонстрировали широкий диапазон толерантности к As^{3+} в концентрации от 1 до 12 мМ. Микроорганизмы *Microbacterium* sp. и *Microbacterium esteraromaticum*, выделенные из слоя известкового сланца, показали толерантность к As^{3+} при концентрациях 8 мМ и 12 мМ соответственно. Другие бактерии, а именно *A. pokkalii*, *Lysinibacillus fusiformis* и *Lysinibacillus* sp., продемонстрировали устойчивость к As^{3+} в концентрации 5 Мм.

Аналогичное исследование было проведено V. Gandhi и др. [107]. Был изучен район угольной шахты в Бокаро, Индия, из образца почвы которой выделено 8 бактериальных изолятов (NK-1–NK-8). Секвенирование гена 16S рРНК помогло идентифицировать выделенные микроорганизмы. В результате изолят NK-1 идентифицирован как *Enterobacter ludwigii*, NK-2 – как *Klebsiella pneumonia*, NK-3 и NK-4 – как *E. ludwigii*, NK-5 – как *Klebsiella oxytoc*, NK-6 и NK-8 – как *E. cloacae*, NK-7 – как *Acinetobacter gyllenbergi*. Изучение устойчивости идентифицированных штаммов к ионам тяжелых металлов показало, что они проявляли резистентность к 3 мМ Cd^{2+}, 4 мМ Pb^{2+}, 5 мМ Fe^{2+}, 80 мММ Mn^{2+} и 2 мМ Cu^{2+}.

Исследование N. Upadhyay и др. направлено на изучение качества почвы вблизи шахты Какари в Сонбхадре [108]. 2 изолята NU25 и NU37 были идентифицированы как *Acinetobacter* sp. и *Pseudomonas* sp. соответственно и определены как перспективные штаммы для биоремедиации. Основанием этому послужили исследования, в результате которых было установлено, что изолят NU25 показал наибольшее продуцирование регулятора роста (77 мкг/мл), а изолят NU36 показал наибольший индекс солюбилизации фосфатов (13 мм прозрачной зоны вокруг роста бактериальной культуры). Также установлено, что изоляты NU36, NU25 и NU27 продуцируют сидерофор, выработка которого увеличивалась в течение 4–5 дней инкубационного периода. Эти результаты свидетельствуют о том, что изоляты NU25 и NU36 способны стимулировать рост растений в загрязненных участках почвы.

Проводилось изучение устойчивости выделенных изолятов к тяжелым металлам, а именно Cd^{2+}, Pb^{2+} и Zn^{2+}. Выяснено, что штаммы NU25, NU27, NU36 и NU44 проявляют устойчивость к 10 мМ Cd^{2+}, 5 мМ Pb^{2+} и 8 мМ Zn^{2+}. На основании полученных результатов можно сделать вывод о том, что изоляты NU25 и NU36, идентифицированные как *Acinetobacter* sp. и *Pseudomonas* sp. соответственно, являются наиболее перспективными объектами биоремедиации почв, загрязненных тяжелыми металлами.

Известны исследования, в которых изучалось влияние почвенного микробиома на ПАУ. Согласно исследованию P. Mandree и др. консорциум штаммов *B. cereus* и *Bacillus subtilis* доказал свою эффективность в биодеградации ПАУ и промежуточных продуктов. Кроме того, данный консорциум показал улучшенное удаление афталина, фенантрена и пирена, по сравнению с не усиленной природной системой, на 10,71, 53,04 и 41,19 % соответственно [109].

Исследование A. Medić и др., направленное на изучение биодеградации ПАУ штаммом *Pseudomonas aeruginosa*, показало, что данный микроорганизм эффективен при деградации n-алканов, ПАУ и их сложной смеси в углеводородных фракциях сырой нефти в течение семи дней [110].

В результате исследования I. Jerin и др. выяснено, что *Enterobacter* sp. имеет потенциал в деградации дизельного топлива и других нефтяных масел [111].

Выводы

В результате антропогенного воздействия наносится большой урон окружающей среде, в частности почве. Установлено, что угольная промышленность, являющаяся одной из базовых отраслей экономики всего мира, является основным источников загрязнения почвы тяжелыми металлами. Это негативно влияет как на здоровье самой почвы, так и на организм человека, вызывая множество заболеваний.

Наиболее распространенным способом борьбы с загрязнением почвы является ремедиация. Однако физические и химические методы не обладают достаточной эффективностью. Поэтому

был разработан метод биоремедиации, который заключается в использовании микроорганизмов, разлагающих различные источники загрязнения почвы. Наибольший интерес представляют микроорганизмы, выделенные из загрязненных источников.

Микробиом почвы угольных отвалов доказал свою эффективность в биоремедиации участков, загрязненных тяжелыми металлами и полициклическими углеводородами. Консорциум штаммов *Bacillus cereus* и *Bacillus subtilis* доказал свою эффективность в биодеградации ПАУ и промежуточных продуктов. Штамм *Pseudomonas aeruginosa* эффективен при деградации n-алканов. Микроорганизмы *Enterobacter ludwigii*, *Klebsiella pneumonia*, *Klebsiella oxytoc*, *Enterobacter cloacae* и *Acinetobacter gyllenbergi* проявляли устойчивость к таким загрязнителям, как медь, железо, марганец, свинец и медь. *Arthrobacter*, *Pseudoarthrobacter* и *Sinomonas* проявляли толерантность к никелю. Микроорганизмы *Arthrobacter pokkalii*, *Lysinibacillus fusiformis* и *Microbacterium esteraromaticum* показали толерантность к мышьяку. Бактерии рода *Bacillus* показали устойчивость к меди. *Bacillus albus*, *B. cereus*, *Exiguobacterium sibiricum* и *Pseudomonas stutzeri* обладали толерантностью к хрому.

Критерии авторства

Авторы были в равной степени вовлечены в написание рукописи и несут равную ответственность за плагиат.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствие конфликта интересов.

Contribution

The authors were equally involved in the writing of the manuscript and are equally responsible for plagiarism.

Conflict of interest

The authors declare that there is no conflict of interest regarding the publication of this article.

Список литературы

1. Teng Y., Chen W. Soil microbiomes – a promising strategy for contaminated soil remediation: a review // Pedosphere. 2019. Vol. 29. № 3. P. 283–297. https://doi.org/10.1016/S1002-0160(18)60061-X.

2. Soil amendments for immobilization of potentially toxic elements in contaminated soils: A critical review / K. N. Palansooriya [et al.] // Environment International. 2020. Vol. 134. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105046.

3. Health risk assessment of potentially toxic elements in soils along the Central Elbe River, Germany / J. Rinklebe [et al.] // Environment International. 2019. Vol. 126. P. 76–88. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.02.011.

4. Environmental consequences and the role of illegal waste dumps and their impact on land degradation / M. D. Vaverková [et al.] // Land Use Policy. 2019. Vol. 89. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104234.

5. Анализ экологических проблем в угледобывающих регионах / О. М. Зиновьева [и др.] // Уголь. 2020. Т. 1135. № 10. С. 62–67. https://doi.org/10.18796/0041-5790-2020-10-62-67.

6. A critical prospective analysis of the potential toxicity of trace element regulation limits in soils worldwide: Are they protective concerning health risk assessment? – A review / V. Antoniadis [et al.] // Environment International. 2019. Vol. 127. P. 819–847. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.03.039.

7. Human health risk visualization of potentially toxic elements in farmland soil: A combined method of source and probability / F. Kong [et al.] // Ecotoxicology and Environmental Safety. 2021. Vol. 211. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.111922.

8. Soil heavy metal pollution and food safety in China: Effects, sources and removing technology / G. Qin [et al.] // Chemosphere. 2020. Vol. 267. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129205.

9. Soil and maize contamination by trace elements and associated health risk assessment in the industrial area of Volos, Greece / V. Antoniadis [et al.] // Environment International. 2019. Vol. 124. P. 79–88. https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.12.053.

10. Biogeochemistry of trace elements in the environment – Editorial to the special issue / J. Rinklebe [et al.] // Journal of Environmental Management. 2017. Vol. 186. P. 127–130. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.046.

11. Metal(loid)s (As, Hg, Se, Pb and Cd) in paddy soil: Bioavailability and potential risk to human health / R. Khanam [et al.] // Science of the Total Environment. 2020. Vol. 699. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134330.

12. Characteristic and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban soils: a review / C. Wang [et al.] // Pedosphere. 2017. Vol. 27. № 1. P. 17–26. https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60293-5.

13. Human health assessment of sixteen priority polycyclic aromatic hydrocarbons in contaminated soils of northwestern Algeria / A. Halfadji [et al.] // Journal of Health Pollution. 2021. Vol. 11. № 31. https://doi.org/10.5696/2156-9614-11.31.210914.

14. Estimation of toxicity equivalency and probabilistic health risk on lifetime daily intake of polycyclic aromatic hydrocarbons from urban residential soils / B. Kumar [et al.] // Human and Ecological Risk Assessment. 2015. Vol. 21. № 2. P. 434–444. https://doi.org/10.1080/10807039.2014.921530.

15. Comparison of polyaromatic hydrocarbon residue concentrations in *Clarias gariepinus* smoked with traditional and mechanical kilns / O. Osineye [et al.] // Journal of Health and Pollution. 2020. Vol. 10. № 28. https://doi.org/10.5696/2156-9614-10.28.201215.

16. Production of gellan gum, an exopolysaccharide, from biodiesel-derived waste glycerol by *Sphingomonas* spp. / K. Raghunandan [et al.] // 3Biotech. 2018. Vol. 8. № 1. https://doi.org/10.1007/s13205-018-1096-3.

17. Singh S., Gupta V. K. Biodegradation and bioremediation of pollutants: perspectives strategies and applications // International Journal of Pharmacology and Biological Sciences. 2016. Vol. 10. № 1. P. 53–65.

18. Spatial patterns of microbial diversity and activity in an aged creosote-contaminated site / S. Mukherjee [et al.] // ISME Journal. 2014. Vol. 8. № 10. P. 2131–2142. https://doi.org/10.1038/ismej.2014.151.

19. Evaluating the efficacy of bioremediating a diesel-contaminated soil using ecotoxicological and bacterial community indices / L. S. Khudur [et al.] // Environmental Science and Pollution Research. 2015. Vol. 22. № 19. P. 14809–14819. https://doi.org/10.1007/s11356-015-4624-2.

20. Aging effect of petroleum hydrocarbons in soil under different attenuation conditions / J. Tang [et al.] // Agriculture, Ecosystems and Environment. 2012. Vol. 149. P. 109–117. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.12.020.

21. The impact of lead co-contamination on ecotoxicity and the bacterial community during the bioremediation of total petroleum hydrocarbon-contaminated soils / L. S. Khudur [et al.] // Environmental Pollution. 2019. Vol. 253. P. 939–948. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.107.

22. Microbial biodegradation of polyaromatic hydrocarbons / R.-H. Peng [et al.] // FEMS Microbiology Reviews. 2008. Vol. 32. № 6. P. 927–955. https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.2008.00127.x.

23. A review on remediation technologies for nickel-contaminated soil / X. Chen [et al.] // Human and Ecological Risk Assessment. 2019. Vol. 26. № 3. P. 571–585. https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1539639.

24. Ojuederie O. B., Babalola O. O. Microbial and plant-assisted bioremediation of heavy metal polluted environments: A review // International Journal of Environmental Research and Public Health. 2017. Vol. 14. № 12. https://doi.org/10.3390/ijerph14121504.

25. Yang Y., Li Y., Zhang J. Chemical speciation of cadmium and lead and their bioavailability to cole (*Brassica campestris* L.) from multi-metals contaminated soil in northwestern China // Chemical Speciation and Bioavailability. 2016. Vol. 28. № 1–4. P. 33–41. https://doi.org/10.1080/09542299.2016.1157005.

26. The inhibitory effect of cadmium and/or mercury on soil enzyme activity, basal respiration, and microbial community structure in coal mine–affected agricultural soil / L. Zheng [et al.] // Annals of Microbiology. 2019. Vol. 69. № 8. P. 849–859. https://doi.org/10.1007/s13213-019-01478-3.

27. The role of microorganisms in bioremediation – A review / E. Abatenh [et al.] // Open Journal of Environmental Biology. 2017. Vol. 2. № 1. P. 038–046. https://doi.org/10.17352/OJEB.000007.

28. Petroleum hydrocarbon contamination in terrestrial ecosystems – fate and microbial responses / A. Truskewycz [et al.] // Molecules. 2019. Vol. 24. № 18. https://doi.org/10.3390/molecules24183400.

29. Advances in microbial bioremediation and the factors influencing the process / J. Srivastava [et al.] // International Journal of Environmental Science and Technology. 2014. Vol. 11. № 6. P. 1787–1800. https://doi.org/10.1007/s13762-013-0412-z.

30. Biosorption of Cd(II) by live and dead cells of *Bacillus cereus* RC-1 isolated from cadmium-contaminated soil / F. Huang [et al.] // Colloids and Surfaces B: Biointerfaces. 2013. Vol. 107. P. 11–18. https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2013.01.062.

31. Abdel-Monem M. O., Al-Zubeiry A. H. S., Al-Gheethi A. A. S. Biosorption of nickel by *Pseudomonas cepacia* 120S and *Bacillus subtilis* 117S // Water Science and Technology. 2010. Vol. 61. № 12. P. 2994–3007. https://doi.org/10.2166/wst.2010.198.

32. Bioaccumulation characterization of zinc and cadmium by *Streptomyces zinciresistens*, a novel actinomycete / Y. Lin [et al.] // Ecotoxicology and Environmental Safety. 2012. Vol. 77. P. 7–17. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.09.016.

33. Aryal M., Liakopoulou-Kyriakides M. Characterization of *Mycobacterium* sp. strain Spyr1 biomass and its biosorption behavior towards Cr(III) and Cr(VI) in single, binary and multi-ion aqueous systems // Journal of Chemical Technology and Biotechnology. 2014. Vol. 89. № 4. P. 559–568. https://doi.org/10.1002/jctb.4158.

34. Polycyclic aromatic compounds (PAHs and oxygenated PAHs) and trace metals in fish species from Ghana (West Africa): Bioaccumulation and health risk assessment / B. A. M. Bandowe [et al.] // Environment International. 2014. Vol. 65. P. 135–146. https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.12.018.

35. Alkorta I., Epelde L., Garbisu C. Environmental parameters altered by climate change affect the activity of soil microorganisms involved in bioremediation // FEMS Microbiology Letters. 2017. Vol. 364. № 19. https://doi.org/10.1093/femsle/fnx200.

36. Removal of aqueous phenanthrene by brown seaweed *Sargassum hemiphyllum*: Sorption-kinetic and equilibrium studies / M. K. Chung [et al.] // Separation and Purification Technology. 2007. Vol. 54. № 3. P. 355–362. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2006.10.008.

37. Sistla S. A., Schimel J. P. Seasonal patterns of microbial extracellular enzyme activities in an arctic tundra soil: Identifying direct and indirect effects of long-term summer warming // Soil Biology and Biochemistry. 2013. Vol. 66. P. 119–129. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.07.003.

38. Effects of low-molecular-weight organic acids on Cu(II) adsorption onto hydroxyapatite nanoparticles / Y.-J. Wang [et al.] // Journal of Hazardous Materials. 2009. Vol. 162. № 2–3. P. 1135–1140. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.06.001.

39. Low-molecular-weight organic acids enhance the release of bound PAH residues in soils / Y. Gao [et al.] // Soil and Tillage Research. 2015. Vol. 145. P. 103–110. https://doi.org/10.1016/j.still.2014.09.008.

40. Effects of re-vegetation type and arbuscular mycorrhizal fungal inoculation on soil enzyme activities and microbial biomass in coal mining subsidence areas of Northern China / L. Xiao [et al.] // Catena. 2019. Vol. 177. P. 202–209. https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.02.019.

41. Arbuscular mycorrhiza mediates glomalin-related soil protein production and soil enzyme activities in the rhizosphere of trifoliate orange grown under different P levels / Q.-S. Wu [et al.] // Mycorrhiza. 2014. Vol. 25. № 2. P. 121–130. https://doi.org/10.1007/s00572-014-0594-3.

42. Turan V. Arbuscular mycorrhizal fungi and pistachio husk biochar combination reduces Ni distribution in mungbean plant and improves plant antioxidants and soil enzymes // Physiologia Plantarum. 2021. Vol. 173. № 1. P. 418–429. https://doi.org/10.1111/ppl.13490.

43. Bacteria associated with a commercial mycorrhizal inoculum: Community composition and multifunctional activity as assessed by Illumina sequencing and culture-dependent tools / M. Agnolucci [et al.] // Frontiers in Plant Science. 2019. Vol. 9. https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01956.

44. Suppression of the activity of arbuscular mycorrhizal fungi by the soil microbiota / N. B. Svenningsen [et al.] // ISME Journal. 2018. Vol. 12. № 5. P. 1296–1307. https://doi.org/10.1038/s41396-018-0059-3.

45. Dzionek A., Wojcieszyńska D., Guzik U. Natural carriers in bioremediation: A review // Electronic Journal of Biotechnology. 2016. Vol. 23. P. 28–36. https://doi.org/10.1016/j.ejbt.2016.07.003.

46. Pimmata P., Reungsang A., Plangklang P. Comparative bioremediation of carbofuran contaminated soil by natural attenuation, bioaugmentation and biostimulation // International Biodeterioration and Biodegradation. 2013. Vol. 85. P. 196–204. https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.07.009.

47. Assessment of the efficiency of *in situ* bioremediation techniques in a creosote polluted soil: Change in bacterial community / R. Simarro [et al.] // Journal of Hazardous Materials. 2013. Vol. 262. P. 158–167. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.08.025.

48. Plasmid-mediated bioaugmentation for the bioremediation of contaminated soils / C. Garbisu [et al.] // Frontiers in Microbiology. 2017. Vol. 8. https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.01966.

49. Домрачева Л. И., Широких И. Г. Использование организмов и биосистем в ремедиации территорий // Биологический мониторинг природно-техногенных систем / под ред. Т. Я. Ашихминой, Н. М. Алалыкиной. Сыктывкар: Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН, 2011. С. 160–176.

50. Ножевникова А. Н. Биоремедиация загрязненных почв и грунтов // Экология микроорганизмов / под ред. А. И. Нетрусова. М.: Академия, 2004. С. 196–199.

51. Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents / M. J. Blaylock [et al.] // Environmental Science and Technology. 1997. Vol. 31. № 3. P. 860–865. https://doi.org/10.1021/es960552a.

52. Component analysis and heavy metal adsorption ability of extracellular polymeric substances (EPS) from sulfate reducing bacteria / Z.-B. Yue [et al.] // Bioresource Technology. 2015. Vol. 194. P. 399–402. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.07.042.

53. Anirudhan T. S., Jalajamony S., Sreekumari S. S. Adsorption of heavy metal ions from aqueous solutions by amine and carboxylate functionalised bentonites // Applied Clay Science. 2012. Vol. 65–66. P. 67–71. https://doi.org/10.1016/j.clay.2012.06.005.

54. Microorganism remediation strategies towards heavy metals / K. Yin [et al.] // Chemical Engineering Journal. 2019. Vol. 360. P. 1553–1563. https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.10.226.

55. Metabolic versatility of gram positive microbial isolates from contaminated river sediments / T. Narancic [et al.] // Journal of Hazardous Materials. 2012. Vol. 215–216. P. 243–251. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.02.059.

56. Toxicity of zinc heterotrophic bacteria from a tropical river sediment / C. O. Nweke [et al.] // Applied Ecology and Environmental Research. 2007. Vol. 5. № 1. P. 123–132. https://doi.org/10.15666/aeer/0501_123132.

57. Lăzăroaie M. M. Multiple response of gram positive and gram negative bacteria to mixture of hydrocarbons // Brazilian Journal of Microbiology. 2010. Vol. 41. № 3. P. 649–667. https://doi.org/10.1590/S1517-83822010000300016.

58. Zahir Z., Seed K. D., Dennis T. J. Isolation and characterization of novel organic solvent tolerant bacteria // Extremophiles. 2006. Vol. 10. № 2. P. 129–138. https://doi.org/10.1007/s00792-005-0483-y.

59. Isolation of new toluene-tolerant marine strains of bacteria and characterization of their solvent-tolerance properties / A. Segura [et al.] // Journal of Applied Microbiology. 2008. Vol. 104. № 5. P. 1408–1416. https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2007.03666.x.

60. Biosorption and bioaccumulation of copper and lead by heavy metal-resistant fungal isolates / S. Iram [et al.] // Arabian Journal for Science and Engineering. 2015. Vol. 40. № 7. P. 1867–1873. https://doi.org/10.1007/s13369-015-1702-1.

61. Dhal B., Abhilash, Pandey B. D. Mechanism elucidation and adsorbent characterization for removal of Cr(VI) by native fungal adsorbent // Sustainable Environment Research. 2018. Vol. 28. № 6. P. 289–297. https://doi.org/10.1016/j.serj.2018.05.002.

62. Ramrakhiani L., Majumder R., Khowala S. Removal of hexavalent chromium by heat inactivated fungal biomass of *Termitomyces clypeatus*: Surface characterization and mechanism of biosorption // Chemical Engineering Journal. 2011. Vol. 171. № 3. P. 1060–1068. https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.05.002.

63. Kang C.-H., Kwon Y.-J., So J.-S. Bioremediation of heavy metals by using bacterial mixtures // Ecological Engineering. 2016. Vol. 89. P. 64–69. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.023.

64. Microbes as potential tool for remediation of heavy metals: A review / A. Gupta [et al.] // Journal of Microbial and Biochemical Technology. 2016. Vol. 8. № 4. P. 364–372. https://doi.org/10.4172/1948-5948.1000310.

65. Bioremediation of heavy metals from soil and aquatic environment: An overview of principles and criteria of fundamental processes / R. Dixit [et al.] // Sustainability. 2015. Vol. 7. № 2. P. 2189–2212. https://doi.org/10.3390/su7022189.

66. Bioremediation of polluted waters using microorganisms / L. M. Coelho [et al.] // Advances in bioremediation of wastewater and polluted soil / editor N. Shiomi. IntechOpen, 2015. P. 1–22. https://doi.org/10.5772/60770.

67. Ayangbenro A. S., Babalola O. O. A new strategy for heavy metal polluted environments: A review of microbial biosorbents // International Journal of Environmental Research and Public Health. 2017. Vol. 14. № 1. https://doi.org/10.3390/ijerph14010094.

68. Fomina M., Gadd G. M. Biosorption: Current perspectives on concept, definition and application // Bioresource Technology. 2014. Vol. 160. P. 3–14. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.102.

69. Rapid determination of 16S ribosomal RNA sequences for phylogenetic analyses / D. L. Lane [et al.] // Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 1985. Vol. 82. № 20. P. 6955–6959. https://doi.org/10.1073/pnas.82.20.6955.

70. Metagenome analysis reveals yet unexplored reductive dechlorinating potential of *Dehalobacter* sp. E1 growing in co-culture with *Sedimentibacter* sp. / F. Maphosa [et al.] // Environmental Microbiology Reports. 2012. Vol. 4. № 6. P. 604–616. https://doi.org/10.1111/j.1758-2229.2012.00376.x.

71. Glenn T. C. Field guide to next-generation DNA sequencers // Molecular Ecology Resources. 2011. Vol. 11. № 5. P. 759–769. https://doi.org/10.1111/j.1755-0998.2011.03024.x.

72. Techtmann S. M., Hazen T. C. Metagenomic applications in environmental monitoring and bioremediation // Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology. 2016. Vol. 43. № 10. P. 1345–1354. https://doi.org/10.1007/s10295-016-1809-8.

73. Delmont T. O., Simonet P., Vogel T. M. Describing microbial communities and performing global comparisons in the ‘omic era // ISME Journal. 2012. Vol. 6. № 9. P. 1625–1628. https://doi.org/10.1038/ismej.2012.55.

74. Microbial exopolysaccharides: Main examples of synthesis, excretion, genetics and extraction / F. Donot [et al.] // Carbohydrate Polymers. 2012. Vol. 87. № 2. P. 951–962. https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2011.08.083.

75. Экологические ущербы территорий образования и накопления горнопромышленных отходов / В. Б. Болтыров [и др.] // Сергеевские чтения: Материалы годичной сессии Научного совета РАН по проблемам геоэкологии, инженерной геологии и гидрогеологии. Пермь, 2019. С. 151–156.

76. Pollution assessment and spatial distribution characteristics of heavy metals in soils of coal mining area in Longkou City / S. Liu [et al] // Huanjing Kexue/Environmental Science. 2016. Vol. 37. № 1. P. 270–279. https://doi.org/10.13227/j.hjkx.2016.01.035.

77. Акулова А. С. Рекультивация как условие восстановления земель, нарушенных угольной промышленностью // Наука в современном информационном обществе: Материалы XII международной научно-практической конференции. Норт-Чарлстон, 2017. С. 29–34.

78. Трегубов Е. А. Анализ воздействия на окружающую среду предприятий по добыче угля // Актуальные проблемы строительства, ЖКХ и техносферной безопасности: Материалы V Всероссийской научно-технической конференции молодых исследователей (с международным участием). Волгоград, 2018. С. 238–240.

79. Evidence of the impacts of metal mining and the effectiveness of mining mitigation measures on social-ecological systems in Arctic and boreal regions: A systematic map protocol / N. R. Haddaway [et al.] // Environmental Evidence. 2019. Vol. 8. № 1. https://doi.org/10.1186/s13750-019-0152-8.

80. Restoration of rare earth mine areas: organic amendments and phytoremediation / L. Zhou [et al.] // Environmental Science and Pollution Research. 2015. Vol. 22. № 21. P. 17151–17160. https://doi.org/10.1007/s11356-015-4875-y.

81. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review / A. Mahar [et al.] // Ecotoxicology and Environmental Safety. 2016. Vol. 126. P. 111–121. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.023.

82. Mitchell C. J. A., O'Neill K. The Sherriff Creek Wildlife Sanctuary: Further evidence of mine-site repurposing and economic transition in northern Ontario // Extractive Industries and Society. 2017. Vol. 4. № 1. P. 24–35. https://doi.org/10.1016/j.exis.2016.11.007.

83. Effects of underground mining on vegetation and environmental patterns in a semi-arid watershed with implications for resilience management / Y. Yang [et al.] // Environmental Earth Sciences. 2018. Vol. 77. № 17. https://doi.org/10.1007/s12665-018-7796-5.

84. Human health risk assessment of mercury vapor around the artisanal small-scale gold mining area, Palu city, Central Sulawesi, Indonesia / K. Nakazawa [et al.] // Ecotoxicology and Environmental Safety. 2016. Vol. 124. P. 155–162. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.09.042.

85. Progresses in restoration of post-mining landscape in Africa / S. E. Festin [et al.] // Journal of Forestry Research. 2018. Vol. 30. № 2. P. 381–396. https://doi.org/10.1007/s11676-018-0621-x.

86. The effects of tree species and substrate on carbon sequestration and chemical and biological properties in reforested post-mining soils / A. Jozefowska [et al.] // Geoderma. 2017. Vol. 292. P. 9–16. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.008.

87. Hatcher P. G., Clifford D. J. The organic geochemistry of coal: from plant material to coal // Organic Geochemistry. 1997. Vol. 27. № 5–6. P. 251–274. https://doi.org/10.1016/S0146-6380(97)00051-X.

88. Distribution of trace elements in feed coal and combustion residues from two coal-fired power plants at Huainan, Anhui, China / Q. Tang [et al.] // Fuel. 2013. Vol. 107. P. 315–322. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2013.01.009.

89. Long-term stacking coal promoted soil bacterial richness associated with increased soil organic matter in coal yards of power plants / C. Shen [et al.] // Journal of Soils and Sediments. 2019. Vol. 19. № 10. P. 3442–3452. https://doi.org/10.1007/s11368-019-02307-5.

90. Impacts of coal mining on the aboveground vegetation and soil quality: a case study of Qinxin coal mine in Shanxi province, China / G. Donggan [et al.] // Clean – Soil, Air, Water. 2011. Vol. 39. № 3. P. 219–225. https://doi.org/10.1002/clen.201000236.

91. Coal mining practices reduce the microbial biomass, richness and diversity of soil / P. D. de Quadros [et al.] // Applied Soil Ecology. 2018. Vol. 98. P. 195–203. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.10.016.

92. Changes in soil properties in the soil profile after mining and reclamation in an opencast coal mine on the Loess Plateau, China / X. Liu [et al.] // Ecological Engineering. 2017. Vol. 98. P. 228–239. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.078.

93. Structural and functional differentiation of bacterial communities in post-coal mining reclamation soils of South Africa: bioindicators of soil ecosystem restoration / O. T. Ezeokoli [et al.] // Scientific Reports. 2020. Vol. 10. № 1. https://doi.org/10.1038/s41598-020-58576-5.

94. Stability and dynamics of enzyme activity patterns in the rice rhizosphere: Effects of plant growth and temperature / T. Ge [et al.] // Soil Biology and Biochemistry. 2017. Vol. 113. P. 108–115. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.06.005.

95. Nitrous oxide flux, ammonia oxidizer and denitrifier abundance and activity across three different landfill cover soils in Ningbo, China / X.-E. Long [et al.] // Journal of Cleaner Production. 2018. Vol. 170. P. 288–297. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.173.

96. Nitrification and nitrifiers in acidic soils / Y. Li [et al.] // Soil Biology and Biochemistry. 2018. Vol. 116. P. 290–301. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.10.023.

97. Enhancement of anaerobic acidogenesis by integrating an electrochemical system into an acidogenic reactor: Effect of hydraulic retention times (HRT) and role of bacteria and acidophilic methanogenic *Archaea* / J. Zhang [et al.] // Bioresource Technology. 2015. Vol. 179. P. 43–49. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.11.102.

98. Bioaugmentation of anaerobic sludge digestion with iron-reducing bacteria: process and microbial responses to variations in hydraulic retention time / G. Baek [et al.] // Applied Microbiology and Biotechnology. 2016. Vol. 100. № 2. P. 927–937. https://doi.org/10.1007/s00253-015-7018-y.

99. Bacillus amyloliquefaciens confers tolerance to various abiotic stresses and modulates plant response to phytohormones through osmoprotection and gene expression regulation in rice / S. Tiwari [et al.] // Frontiers in Plant Science. 2017. Vol. 8. https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01510.

100. Dominance of sulfur-fueled iron oxide reduction in low-sulfate freshwater sediments / C. M. Hansel [et al.] // ISME Journal. 2015. Vol. 9. № 11. P. 2400–2412. https://doi.org/10.1038/ismej.2015.50.

101. Members of *Microvirga* and *Bradyrhizobium* genera are native endosymbiotic bacteria nodulating *Lupinus luteus* in Northern Tunisian soils / A. Msaddak [et al.] // FEMS Microbiology Ecology. 2017. Vol. 93. № 6. https://doi.org/10.1093/femsec/fix068.

102. Sphingomonas: from diversity and genomics to functional role in environmental remediation and plant growth / S. Asaf [et al.] // Critical Reviews in Biotechnology. 2020. Vol. 40. № 2. P. 138–152. https://doi.org/10.1080/07388551.2019.1709793.

103. Isolation and biochemical characterization of heavy-metal resistant bacteria from tannery effluent in Chittagong city, Bangladesh: Bioremediation viewpoint / L. W. Marzan [et al.] // Egyptian Journal of Aquatic Research. 2017. Vol. 43. № 1. P. 65–74. https://doi.org/10.1016/j.ejar.2016.11.002.

104. Toxicity and bioremediation of heavy metals contaminated ecosystem from tannery wastewater: A review / B. E. Igiri [et al.] // Journal of Toxicology. 2018. Vol. 2018. https://doi.org/10.1155/2018/2568038.

105. Singh K. N., Narzary D. Heavy metal tolerance of bacterial isolates associated with overburden strata of an opencast coal mine of Assam (India) // Environmental Science and Pollution Research. 2021. Vol. 28. № 44. P. 63111–63126. https://doi.org/10.1007/s11356-021-15153-1.

106. Weil R. R., Brady N. C. The soils around us // The nature and properties of soils / editors R. R. Weil, N. C. Brady. Boston: Pearson, 2017. P. 19–50.

107. Isolation and molecular characterization of bacteria to heavy metals isolated from soil samples in Bokaro Coal Mines, India / V. Gandhi [et al.] // Pollution. 2015. Vol. 1. № 3. P. 287–295.

108. Soil ecophysiological and microbiological indices of soil health: a study of coal mining site in Sonbhadra, Uttar Pradesh / N. Upadhyay [et al.] // Journal of Soil Science and Plant Nutrition. 2016. Vol. 16. № 3. P. 778–800. https://doi.org/10.4067/S0718-95162016005000056.

109. Bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons from industry contaminated soil using indigenous *Bacillus* spp. / P. Mandree [et al.] // Processes. 2021. Vol. 9. № 9. https://doi.org/10.3390/pr9091606.

110. Efficient biodegradation of petroleum *n*-alkanes and polycyclic aromatic hydrocarbons by polyextremophilic *Pseudomonas aeruginosa* san ai with multidegradative capacity / A. Medic [et al.] // RSC Advances. 2020. Vol. 10. № 24. P. 14060–14070. https://doi.org/10.1039/C9RA10371F.

111. Diesel degradation efficiency of *Enterobacter sp.*, *Acinetobacter sp.*, and *Cedecea sp.* isolated from petroleum waste dumping site: a bioremediation view point / I. Jerin [et al.] // Archives of Microbiology. 2021. Vol. 203. № 8. P. 5075–5084. https://doi.org/10.1007/s00203-021-02469-2.

References

1. Teng Y, Chen W. Soil microbiomes – a promising strategy for contaminated soil remediation: a review. Pedosphere. 2019;29(3):283–297. https://doi.org/10.1016/S1002-0160(18)60061-X.

2. Palansooriya KN, Shaheen SM, Chen SS, Tsang DCW, Hashimoto Y, Hou D, et al. Soil amendments for immobilization of potentially toxic elements in contaminated soils: A critical review. Environment International. 2020;134. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105046.

3. Rinklebe J, Antoniadis V, Shaheen SM, Rosche O, Altermann M. Health risk assessment of potentially toxic elements in soils along the Central Elbe River, Germany. Environment International. 2019;126:76–88. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.02.011.

4. Vaverková MD, Maxianová A, Winkler J, Adamcová D, Podlasek A. Environmental consequences and the role of illegal waste dumps and their impact on land degradation. Land Use Policy. 2019;89. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104234.

5. Zinovieva OM, Kolesnikova LA, Merkulova AM, Smirnova NA. Environmental analysis in coal mining regions. Ugol'. 2020;1135(10):62–67. (In Russ.). https://doi.org/10.18796/0041-5790-2020-10-62-67.

6. Antoniadis V, Shaheen SM, Levizou E, Shahid M, Niazi NK, Vithanage M, et al. A critical prospective analysis of the potential toxicity of trace element regulation limits in soils worldwide: Are they protective concerning health risk assessment? – A review. Environment International. 2019;127:819–847. https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.03.039.

7. Kong F, Chen Y, Huang L, Yang Z, Zhu K. Human health risk visualization of potentially toxic elements in farmland soil: A combined method of source and probability. Ecotoxicology and Environmental Safety. 2021;211. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.111922.

8. Qin G, Niu Z, Yu J, Li Z, Ma J, Xiang P. Soil heavy metal pollution and food safety in China: Effects, sources and removing technology. Chemosphere. 2020;267. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129205.

9. Antoniadis V, Golia EE, Liu Y-T, Wang S-L, Shaheen SM, Rinklebe J. Soil and maize contamination by trace elements and associated health risk assessment in the industrial area of Volos, Greece. Environment International. 2019;124:79–88. https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.12.053.

10. Rinklebe J, Kumpiene J, Du Laing G, Ok Y-S. Biogeochemistry of trace elements in the environment – Editorial to the special issue. Journal of Environmental Management. 2017;186:127–130. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.046.

11. Khanam R, Kumar A, Nayak AK, Shahid M, Tripathi R, Vijayakumar S, et al. Metal(loid)s (As, Hg, Se, Pb and Cd) in paddy soil: Bioavailability and potential risk to human health. Science of the Total Environment. 2020;699. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134330.

12. Wang C, Wu S, Zhou S, Shi Y, Song J. Characteristic and source identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in urban soils: a review. Pedosphere. 2017;27(1):17–26. https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60293-5.

13. Halfadji A, Naous M, Bettiche F, Touabet A. Human health assessment of sixteen priority polycyclic aromatic hydrocarbons in contaminated soils of northwestern Algeria. Journal of Health Pollution. 2021;11(31). https://doi.org/10.5696/2156-9614-11.31.210914.

14. Kumar B, Verma VK, Sharma CS, Akolkar AB. Estimation of toxicity equivalency and probabilistic health risk on lifetime daily intake of polycyclic aromatic hydrocarbons from urban residential soils. Human and Ecological Risk Assessment. 2015;21(2):434–444. https://doi.org/10.1080/10807039.2014.921530.

15. Osineye O, Abiodun-Solanke AJ, Mangai E, Okeke E, Jahnezim B. Comparison of polyaromatic hydrocarbon residue concentrations in *Clarias gariepinus* smoked with traditional and mechanical kilns. Journal of Health and Pollution. 2020;10(28). https://doi.org/10.5696/2156-9614-10.28.201215.

16. Raghunandan K, Kumar A, Kumar S, Permaul K, Singh S. Production of gellan gum, an exopolysaccharide, from biodiesel-derived waste glycerol by *Sphingomonas* spp. 3Biotech. 2018;8(1). https://doi.org/10.1007/s13205-018-1096-3.

17. Singh S, Gupta VK. Biodegradation and bioremediation of pollutants: perspectives strategies and applications. International Journal of Pharmacology and Biological Sciences. 2016;10(1):53–65.

18. Mukherjee S, Juottonen H, Siivonen P, Lloret Quesada C, Tuomi P, Pulkkinen P, et al. Spatial patterns of microbial diversity and activity in an aged creosote-contaminated site. ISME Journal. 2014;8(10):2131–2142. https://doi.org/10.1038/ismej.2014.151.

19. Khudur LS, Shahsavari E, Miranda AF, Morrison PD, Nugegoda D, Ball AS. Evaluating the efficacy of bioremediating a diesel-contaminated soil using ecotoxicological and bacterial community indices. Environmental Science and Pollution Research. 2015;22(19):14809–14819. https://doi.org/10.1007/s11356-015-4624-2.

20. Tang J, Lu X, Sun Q, Zhu W. Aging effect of petroleum hydrocarbons in soil under different attenuation conditions. Agriculture, Ecosystems and Environment. 2012;149:109–117. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.12.020.

21. Khudur LS, Shahsavari E, Webster GT, Nugegoda D, Ball AS. The impact of lead co-contamination on ecotoxicity and the bacterial community during the bioremediation of total petroleum hydrocarbon-contaminated soils. Environmental Pollution. 2019;253:939–948. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.107.

22. Peng R-H, Xiong A-S, Xue Y, Fu X-Y, Gao F, Zhao W, et al. Microbial biodegradation of polyaromatic hydrocarbons. FEMS Microbiology Reviews. 2008;32(6):927–955. https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.2008.00127.x.

23. Chen X, Kumari D, Cao CJ, Plaza G, Achal V. A review on remediation technologies for nickel-contaminated soil. Human and Ecological Risk Assessment. 2019;26(3):571–585. https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1539639.

24. Ojuederie OB, Babalola OO. Microbial and plant-assisted bioremediation of heavy metal polluted environments: A review. International Journal of Environmental Research and Public Health. 2017;14(12). https://doi.org/10.3390/ijerph14121504.

25. Yang Y, Li Y, Zhang J. Chemical speciation of cadmium and lead and their bioavailability to cole (*Brassica campestris* L.) from multi-metals contaminated soil in northwestern China. Chemical Speciation and Bioavailability. 2016;28(1–4):33–41. https://doi.org/10.1080/09542299.2016.1157005.

26. Zheng L, Li Y, Shang W, Dong X, Tang Q, Cheng H. The inhibitory effect of cadmium and/or mercury on soil enzyme activity, basal respiration, and microbial community structure in coal mine–affected agricultural soil. Annals of Microbiology. 2019;69(8):849–859. https://doi.org/10.1007/s13213-019-01478-3.

27. Abatenh E, Gizaw B, Tsegaye Z, Wassie M. The role of microorganisms in bioremediation – A review. Open Journal of Environmental Biology. 2017;2(1):038–046. https://doi.org/10.17352/OJEB.000007.

28. Truskewycz A, Gundry TD, Khudur LS, Kolobaric A, Taha M, Aburto-Medina A, et al. Petroleum hydrocarbon contamination in terrestrial ecosystems – fate and microbial responses. Molecules. 2019;24(18). https://doi.org/10.3390/molecules24183400.

29. Srivastava J, Naraian R, Kalra SJS, Chandra H. Advances in microbial bioremediation and the factors influencing the process. International Journal of Environmental Science and Technology. 2014;11(6):1787–1800. https://doi.org/10.1007/s13762-013-0412-z.

30. Huang F, Dang Z, Guo C-L, Lu G-N, Gu RR, Liu H-J, et al. Biosorption of Cd(II) by live and dead cells of *Bacillus cereus* RC-1 isolated from cadmium-contaminated soil. Colloids and Surfaces B: Biointerfaces. 2013;107:11–18. https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2013.01.062.

31. Abdel-Monem MO, Al-Zubeiry AHS, Al-Gheethi AAS. Biosorption of nickel by *Pseudomonas cepacia* 120S and *Bacillus subtilis* 117S. Water Science and Technology. 2010;61(12):2994–3007 https://doi.org/10.2166/wst.2010.198.

32. Lin Y, Wang X, Wang B, Mohamad O, Wei G. Bioaccumulation characterization of zinc and cadmium by *Streptomyces zinciresistens*, a novel actinomycete. Ecotoxicology and Environmental Safety. 2012;77:7–17. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.09.016.

33. Aryal M, Liakopoulou-Kyriakides M. Characterization of *Mycobacterium* sp. strain Spyr1 biomass and its biosorption behavior towards Cr(III) and Cr(VI) in single, binary and multi-ion aqueous systems. Journal of Chemical Technology and Biotechnology. 2014;89(4):559–568. https://doi.org/10.1002/jctb.4158.

34. Bandowe BAM, Bigalke M, Boamah L, Nyarko E, Saalia FK, Wilcke W. Polycyclic aromatic compounds (PAHs and oxygenated PAHs) and trace metals in fish species from Ghana (West Africa): Bioaccumulation and health risk assessment. Environment International. 2014;65:135–146. https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.12.018.

35. Alkorta I, Epelde L, Garbisu C. Environmental parameters altered by climate change affect the activity of soil microorganisms involved in bioremediation. FEMS Microbiology Letters. 2017;364(19). https://doi.org/10.1093/femsle/fnx200.

36. Chung MK, Tsui MTK, Cheung KC, Tam NFY, Wong MH. Removal of aqueous phenanthrene by brown seaweed *Sargassum hemiphyllum*: Sorption-kinetic and equilibrium studies. Separation and Purification Technology. 2007;54(3):355–362. https://doi.org/10.1016/j.seppur.2006.10.008.

37. Sistla SA, Schimel JP. Seasonal patterns of microbial extracellular enzyme activities in an arctic tundra soil: Identifying direct and indirect effects of long-term summer warming. Soil Biology and Biochemistry. 2013;66:119–129. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.07.003.

38. Wang Y-J, Chen J-H, Cui Y-X, Wang S-Q, Zhou D-M. Effects of low-molecular-weight organic acids on Cu(II) adsorption onto hydroxyapatite nanoparticles. Journal of Hazardous Materials. 2009;162(2–3):1135–1140. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.06.001.

39. Gao Y, Yuan X, Lin X, Sun B, Zhao Z. Low-molecular-weight organic acids enhance the release of bound PAH residues in soils. Soil and Tillage Research. 2015;145:103–110. https://doi.org/10.1016/j.still.2014.09.008.

40. Xiao L, Bi Y, Du S, Wang Y, Guo C. Effects of re-vegetation type and arbuscular mycorrhizal fungal inoculation on soil enzyme activities and microbial biomass in coal mining subsidence areas of Northern China. Catena. 2019;177:202–209. https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.02.019.

41. Wu Q-S, Li Y, Zou Y-N, He X-H. Arbuscular mycorrhiza mediates glomalin-related soil protein production and soil enzyme activities in the rhizosphere of trifoliate orange grown under different P levels. Mycorrhiza. 2014;25(2):121–130. https://doi.org/10.1007/s00572-014-0594-3.

42. Turan V. Arbuscular mycorrhizal fungi and pistachio husk biochar combination reduces Ni distribution in mungbean plant and improves plant antioxidants and soil enzymes. Physiologia Plantarum. 2021;173(1):418–429. https://doi.org/10.1111/ppl.13490.

43. Agnolucci M, Avio L, Pepe A, Turrini A, Cristani C, Bonini P, et al. Bacteria associated with a commercial mycorrhizal inoculum: Community composition and multifunctional activity as assessed by Illumina sequencing and culture-dependent tools. Frontiers in Plant Science. 2019;9. https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01956.

44. Svenningsen NB, Watts-Williams SJ, Joner EJ, Battini F, Efthymiou A, Cruz-Paredes C, et al. Suppression of the activity of arbuscular mycorrhizal fungi by the soil microbiota. ISME Journal. 2018;12(5):1296–1307. https://doi.org/10.1038/s41396-018-0059-3.

45. Dzionek A, Wojcieszyńska D, Guzik U. Natural carriers in bioremediation: A review. Electronic Journal of Biotechnology. 2016;23:28–36. https://doi.org/10.1016/j.ejbt.2016.07.003.

46. Pimmata P, Reungsang A, Plangklang P. Comparative bioremediation of carbofuran contaminated soil by natural attenuation, bioaugmentation and biostimulation. International Biodeterioration and Biodegradation. 2013;85:196–204. https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.07.009.

47. Simarro R, González N, Bautista LF, Molina MC. Assessment of the efficiency of *in situ* bioremediation techniques in a creosote polluted soil: Change in bacterial community. Journal of Hazardous Materials. 2013;262:158–167. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.08.025.

48. Garbisu C, Garaiyurrebaso O, Epelde L, Grohmann E, Alkorta I. Plasmid-mediated bioaugmentation for the bioremediation of contaminated soils. Frontiers in Microbiology. 2017;8. https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.01966.

49. Domracheva LI, Shirokikh IG. Ispol′zovanie organizmov i biosistem v remediatsii territoriy [Organisms and biosystems in land reclamation]. In: Ashikhmina TYa, Alalykina NM, editors. Biologicheskiy monitoring prirodno-tekhnogennykh sistem [Biological monitoring of natural-technogenic systems]. Syktyvkar: Institute of Biology of Komi Science Centre of the Ural Branch of the RAS; 2011. pp. 160–176. (In Russ.).

50. Nozhevnikova AN. Bioremediatsiya zagryaznennykh pochv i gruntov [Bioremediation of contaminated soils and grounds]. In: Netrusov AI, editor. Ehkologiya mikroorganizmov [Ecology of microorganisms]. Moscow: Akademiya; 2004. pp. 196–199. (In Russ.).

51. Blaylock MJ, Salt DE, Dushenkov S, Zakharova O, Gussman C, Kapulnik Y, et al. Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents. Environmental Science and Technology. **1997**;31(3):860–865. https://doi.org/10.1021/es960552a.

52. Yue Z-B, Li Q, Li C-C, Chen T-H, Wang J. Component analysis and heavy metal adsorption ability of extracellular polymeric substances (EPS) from sulfate reducing bacteria. Bioresource Technology. 2015;194:399–402. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.07.042.

53. Anirudhan TS, Jalajamony S, Sreekumari SS. Adsorption of heavy metal ions from aqueous solutions by amine and carboxylate functionalised bentonites. Applied Clay Science. 2012;65–66:67–71 https://doi.org/10.1016/j.clay.2012.06.005.

54. Yin K, Wang Q, Lv M, Chen L. Microorganism remediation strategies towards heavy metals. Chemical Engineering Journal. 2019;360:1553–1563. https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.10.226.

55. Narancic T, Djokic L, Kenny ST, O'Connor KE, Radulovic V, Nikodinovic-Runic J, et al. Metabolic versatility of gram positive microbial isolates from contaminated river sediments. Journal of Hazardous Materials. 2012;215–216:243–251. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.02.059.

56. Nweke CO, Alisi CS, Okolo JC, Nwanyanwu CE. Toxicity of zinc heterotrophic bacteria from a tropical river sediment. Applied Ecology and Environmental Research. 2007;5(1):123–132. https://doi.org/10.15666/aeer/0501_123132.

57. Lăzăroaie MM. Multiple response of gram positive and gram negative bacteria to mixture of hydrocarbons. Brazilian Journal of Microbiology. 2010;41(3):649–667. https://doi.org/10.1590/S1517-83822010000300016.

58. Zahir Z, Seed KD, Dennis TJ. Isolation and characterization of novel organic solvent tolerant bacteria. Extremophiles. 2006;10(2):129–138. https://doi.org/10.1007/s00792-005-0483-y.

59. Segura A, Hurtado A, Rivera B, Lazaroaie MM. Isolation of new toluene-tolerant marine strains of bacteria and characterization of their solvent-tolerance properties. Journal of Applied Microbiology. 2008;104(5):1408–1416. https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2007.03666.x.

60. Iram S, Shabbir R, Zafar H, Javaid M. Biosorption and bioaccumulation of copper and lead by heavy metal-resistant fungal isolates. Arabian Journal for Science and Engineering. 2015;40(7):1867–1873. https://doi.org/10.1007/s13369-015-1702-1.

61. Dhal B, Abhilash, Pandey BD. Mechanism elucidation and adsorbent characterization for removal of Cr(VI) by native fungal adsorbent. Sustainable Environment Research. 2018;28(6):289–297. https://doi.org/10.1016/j.serj.2018.05.002.

62. Ramrakhiani L, Majumder R, Khowala S. Removal of hexavalent chromium by heat inactivated fungal biomass of *Termitomyces clypeatus*: Surface characterization and mechanism of biosorption. Chemical Engineering Journal. 2011;171(3):1060–1068. https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.05.002.

63. Kang C-H, Kwon Y-J, So J-S. Bioremediation of heavy metals by using bacterial mixtures. Ecological Engineering. 2016;89:64–69. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.023.

64. Gupta A, Joia J, Sood A, Sood R, Sidhu C, Kaur G. Microbes as potential tool for remediation of heavy metals: A review. Journal of Microbial and Biochemical Technology. 2016;8(4):364–372. https://doi.org/10.4172/1948-5948.1000310.

65. Dixit R, Wasiullaha, Malaviya D, Pandiyan K, Singh UB, Sahu A, et al. Bioremediation of heavy metals from soil and aquatic environment: An overview of principles and criteria of fundamental processes. Sustainability. 2015;7(2):2189–2212. https://doi.org/10.3390/su7022189.

66. Coelho LM, Rezende HC, Coelho LM, de Sousa PAR, Melo DFO, Coelho NMM. Bioremediation of polluted waters using microorganisms. In: Shiomi N, editor. Advances in bioremediation of wastewater and polluted soil. IntechOpen; 2015. pp. 1–22. https://doi.org/10.5772/60770.

67. Ayangbenro AS, Babalola OO. A new strategy for heavy metal polluted environments: A review of microbial biosorbents. International Journal of Environmental Research and Public Health. 2017;14(1). https://doi.org/10.3390/ijerph14010094.

68. Fomina M, Gadd GM. Biosorption: Current perspectives on concept, definition and application. Bioresource Technology. 2014;160:3–14. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.102.

69. Lane DL, Pace B, Olsen GJ, Stahl DA, Sogin ML, Pace NR. Rapid determination of 16S ribosomal RNA sequences for phylogenetic analyses. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 1985;82(20):6955–6959. https://doi.org/10.1073/pnas.82.20.6955.

70. Maphosa F, Van Passel MWJ, De Vos WM, Smidt H. Metagenome analysis reveals yet unexplored reductive dechlorinating potential of *Dehalobacter* sp. E1 growing in co-culture with *Sedimentibacter* sp. Environmental Microbiology Reports. 2012;4(6):604–616. https://doi.org/10.1111/j.1758-2229.2012.00376.x.

71. Glenn TC. Field guide to next-generation DNA sequencers. Molecular Ecology Resources. 2011;11(5):759–769. https://doi.org/10.1111/j.1755-0998.2011.03024.x.

72. Techtmann SM, Hazen TC. Metagenomic applications in environmental monitoring and bioremediation. Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology. 2016;43(10):1345–1354. https://doi.org/10.1007/s10295-016-1809-8.

73. Delmont TO, Simonet P, Vogel TM. Describing microbial communities and performing global comparisons in the ‘omic era. ISME Journal. 2012;6(9):1625–1628. https://doi.org/10.1038/ismej.2012.55.

74. Donot F, Fontana A, Baccou JC, Schorr-Galindo S. Microbial exopolysaccharides: Main examples of synthesis, excretion, genetics and extraction. Carbohydrate Polymers. 2012;87(2):951–962. https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2011.08.083.

75. Boltyrov VB, Degtyarev SA, Seleznev SG, Storozhenko LA. Ehkologicheskie ushcherby territoriy obrazovaniya i nakopleniya gornopromyshlennykh otkhodov [Ecological damage to the territories subjected to mining waste]. Sergeevskie chteniya: Materialy godichnoy sessii Nauchnogo soveta RAN po problemam geoehkologii, inzhenernoy geologii i gidrogeologii [Sergeev Readings: Proceedings of the annual session of the Scientific Council of the RAS on the problems of geoecology, engineering geology, and hydrogeology]; 2019; Perm′. Perm′: Perm State University; 2019. p. 151–156. (In Russ.).

76. Liu S, Wu Q-Y, Cao X-J, Wang J-N, Zhang L-L, Cai D-Q, et al. Pollution assessment and spatial distribution characteristics of heavy metals in soils of coal mining area in Longkou City. Huanjing Kexue/Environmental Science. 2016;37(1):270–279. https://doi.org/10.13227/j.hjkx.2016.01.035.

77. Akulova S. Rekul′tivatsiya kak uslovie vosstanovleniya zemel′, narushennykh ugol′noy promyshlennost′yu [Reclamation as a condition for reclamation of mining lands]. Nauka v sovremennom informatsionnom obshchestve: Materialy XII mezhdunarodnoy nauchno-prakticheskoy konferentsii [Science in the Modern Information Society: Proceedings of the XII international scientific and practical conference]; 2017; North Charleston. North Charleston: CreateSpace; 2017. p. 29–34. (In Russ.).

78. Tregubov EA. Analiz vozdeystviya na okruzhayushchuyu sredu predpriyatiy po dobyche uglya [Analysis of the environmental impact of coal mining enterprises]. Aktual′nye problemy stroitel′stva, ZHKKH i tekhnosfernoy bezopasnosti:

Materialy V Vserossiyskoy nauchno-tekhnicheskoy konferentsii molodykh issledovateley (s mezhdunarodnym uchastiem) [Relevant Issues of Construction, Housing, Communal Services, and Technosphere Safety: Proceedings of the V All-Russian Scientific and Technical Conference of Young Researchers (with international participation)]; 2018; Volgograd. Volgograd: Volgograd State Technical University; 2018. p. 238–240. (In Russ.).

79. Haddaway NR, Cooke SJ, Lesser P, Macura B, Nilsson AE, Taylor JJ, et al. Evidence of the impacts of metal mining and the effectiveness of mining mitigation measures on social-ecological systems in Arctic and boreal regions: A systematic map protocol. Environmental Evidence. 2019;8(1). https://doi.org/10.1186/s13750-019-0152-8.

80. Zhou L, Li Z, Liu W, Liu S, Zhang L, Zhong L, et al. Restoration of rare earth mine areas: organic amendments and phytoremediation. Environmental Science and Pollution Research. 2015;22(21):17151–17160. https://doi.org/10.1007/s11356-015-4875-y.

81. Mahar A, Wang P, Ali A, Awasthi MK, Lahori AH, Wang Q, et al. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. Ecotoxicology and Environmental Safety. 2016;126:111–121. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.023.

82. Mitchell CJA, O'Neill K. The Sherriff Creek Wildlife Sanctuary: Further evidence of mine-site repurposing and economic transition in northern Ontario. Extractive Industries and Society. 2017;4(1):24–35. https://doi.org/10.1016/j.exis.2016.11.007.

83. Yang Y, Erskine PD, Zhang S, Wang Y, Bian Z, Lei S. Effects of underground mining on vegetation and environmental patterns in a semi-arid watershed with implications for resilience management. Environmental Earth Sciences. 2018;77(17). https://doi.org/10.1007/s12665-018-7796-5.

84. Nakazawa K, Nagafuchi O, Kawakami T, Inoue T, Yokota K, Serikawa Y, et al. Human health risk assessment of mercury vapor around the artisanal small-scale gold mining area, Palu city, Central Sulawesi, Indonesia. Ecotoxicology and Environmental Safety. 2016;124:155–162. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.09.042.

85. Festin SE, Tigabu M, Chileshe MN, Syampungani S, Odén PC. Progresses in restoration of post-mining landscape in Africa. Journal of Forestry Research. 2018;30(2):381–396. https://doi.org/10.1007/s11676-018-0621-x.

86. Jozefowska A, Pietrzykowski M, Woś B, Cajthaml T, Frouz J. The effects of tree species and substrate on carbon sequestration and chemical and biological properties in reforested post-mining soils. Geoderma. 2017;292:9–16. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.008.

87. Hatcher PG, Clifford DJ. The organic geochemistry of coal: from plant material to coal. Organic Geochemistry. 1997;27(5–6):251–274. https://doi.org/10.1016/S0146-6380(97)00051-X.

88. Tang Q, Liu G, Zhou C, Sun R. Distribution of trace elements in feed coal and combustion residues from two coal-fired power plants at Huainan, Anhui, China. Fuel. 2013;107:315–322. https://doi.org/10.1016/j.fuel.2013.01.009.

89. Shen C, Ma D, Sun R, Zhang B, Li D, Ge Y. Long-term stacking coal promoted soil bacterial richness associated with increased soil organic matter in coal yards of power plants. Journal of Soils and Sediments. 2019;19(10):3442–3452. https://doi.org/10.1007/s11368-019-02307-5.

90. Donggan G, Zhongke B, Tieliang S, Hongbo S, Wen Q. Impacts of coal mining on the aboveground vegetation and soil quality: a case study of Qinxin coal mine in Shanxi province, China. Clean – Soil, Air, Water. 2011;39(3):219–225. https://doi.org/10.1002/clen.201000236.

91. de Quadros PD, Zhalnina K, Davis-Richardson AG, Drew JC, Menezes FB, Camargo FAO, et al. Coal mining practices reduce the microbial biomass, richness and diversity of soil. Applied Soil Ecology. 2018;98:195–203. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.10.016.

92. Liu X, Bai Z, Zhou W, Cao Y, Zhang G. Changes in soil properties in the soil profile after mining and reclamation in an opencast coal mine on the Loess Plateau, China. Ecological Engineering. 2017;98:228–239. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.10.078.

93. Ezeokoli OT, Bezuidenhout CC, Maboeta MS, Khasa DP, Adeleke RA. Structural and functional differentiation of bacterial communities in post-coal mining reclamation soils of South Africa: bioindicators of soil ecosystem restoration. Scientific Reports. 2020;10(1). https://doi.org/10.1038/s41598-020-58576-5.

94. Ge T, Wei X, Razavi BS, Zhu Z, Hu Y, Kuzyakov Y. Stability and dynamics of enzyme activity patterns in the rice rhizosphere: Effects of plant growth and temperature. Soil Biology and Biochemistry. 2017;113:108–115. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.06.005.

95. Long X-E, Huang Y, Chi H, Li Y, Ahmad N, Yao H. Nitrous oxide flux, ammonia oxidizer and denitrifier abundance and activity across three different landfill cover soils in Ningbo, China. Journal of Cleaner Production. 2018;170:288–297. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.09.173.

96. Li Y, Chapman SJ, Nicol GW, Yao H. Nitrification and nitrifiers in acidic soils. Soil Biology and Biochemistry. 2018;116:290–301. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.10.023.

97. Zhang J, Zhang Y, Quan X, Chen S. Enhancement of anaerobic acidogenesis by integrating an electrochemical system into an acidogenic reactor: Effect of hydraulic retention times (HRT) and role of bacteria and acidophilic methanogenic *Archaea*. Bioresource Technology. 2015;179:43–49. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.11.102.

98. Baek G, Kim J, Shin SG, Lee C. Bioaugmentation of anaerobic sludge digestion with iron-reducing bacteria: process and microbial responses to variations in hydraulic retention time. Applied Microbiology and Biotechnology. 2016;100(2):927–937. https://doi.org/10.1007/s00253-015-7018-y.

99. Tiwari S, Prasad V, Chauhan PS, Lata C. *Bacillus amyloliquefaciens* confers tolerance to various abiotic stresses and modulates plant response to phytohormones through osmoprotection and gene expression regulation in rice. Frontiers in Plant Science. 2017;8. https://doi.org/10.3389/fpls.2017.01510.

100. Hansel CM, Lentini CJ, Tang Y, Johnston DT, Wankel SD, Jardine PM. Dominance of sulfur-fueled iron oxide reduction in low-sulfate freshwater sediments. ISME Journal. 2015;9(11):2400–2412. https://doi.org/10.1038/ismej.2015.50.

101. Msaddak A, Rejili M, Durán D, Rey L, Imperial J, Palacios JM, et al. Members of *Microvirga* and *Bradyrhizobium* genera are native endosymbiotic bacteria nodulating *Lupinus luteus* in Northern Tunisian soils. FEMS Microbiology Ecology. 2017;93(6). https://doi.org/10.1093/femsec/fix068.

102. Asaf S, Numan M, Khan AL, Al-Harrasi A. Sphingomonas: from diversity and genomics to functional role in environmental remediation and plant growth. Critical Reviews in Biotechnology. 2020;40(2):138–152. https://doi.org/10.1080/07388551.2019.1709793.

103. Marzan LW, Hossain M, Mina SA, Akter Y, Chowdhury AMMA. Isolation and biochemical characterization of heavy-metal resistant bacteria from tannery effluent in Chittagong city, Bangladesh: Bioremediation viewpoint. Egyptian Journal of Aquatic Research. 2017;43(1):65–74. https://doi.org/10.1016/j.ejar.2016.11.002.

104. Igiri BE, Okoduwa SIR, Idoko GO, Akabuogu EP, Adeyi AO, Ejiogu IK. Toxicity and bioremediation of heavy metals contaminated ecosystem from tannery wastewater: A review. Journal of Toxicology. 2018;2018. https://doi.org/10.1155/2018/2568038.

105. Singh KN, Narzary D. Heavy metal tolerance of bacterial isolates associated with overburden strata of an opencast coal mine of Assam (India). Environmental Science and Pollution Research. 2021;28(44):63111–63126. https://doi.org/10.1007/s11356-021-15153-1.

106. Weil RR, Brady NC. The soils around us. In: Weil RR, Brady NC, editors. The nature and properties of soils. Boston: Pearson; 2017. pp. 19–50.

107. Gandhi V, Priya A, Priya S, Daiya V, Kesari J, Prakash K, et al. Isolation and molecular characterization of bacteria to heavy metals isolated from soil samples in Bokaro Coal Mines, India. Pollution. 2015;1(3):287–295.

108. Upadhyay N, Verma S, Singh AP, Devi S, Vishwakarma K, Kumar N, et al. Soil ecophysiological and microbiological indices of soil health: a study of coal mining site in Sonbhadra, Uttar Pradesh. Journal of Soil Science and Plant Nutrition. 2016;16(3):778–800. https://doi.org/10.4067/S0718-95162016005000056.

109. Mandree P, Masika W, Naicker J, Moonsamy G, Ramchuran S, Lalloo R. Bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons from industry contaminated soil using indigenous *Bacillus* spp. Processes. 2021;9(9). https://doi.org/10.3390/pr9091606.

110. Medic A, Lješević M, Inui H, Beškoski V, Kojić I, Stojanović K, et al. Efficient biodegradation of petroleum *n*-alkanes and polycyclic aromatic hydrocarbons by polyextremophilic *Pseudomonas aeruginosa* san ai with multidegradative capacity. RSC Advances. 2020;10(24):14060–14070. https://doi.org/10.1039/C9RA10371F.

111. Jerin I, Rahi MS, Sultan T, Islam MS, Sajib SA, Hoque KMF, et al. Diesel degradation efficiency of *Enterobacter sp.*, *Acinetobacter sp.*, and *Cedecea sp.* isolated from petroleum waste dumping site: a bioremediation view point. Archives of Microbiology. 2021;203(8):5075–5084. https://doi.org/10.1007/s00203-021-02469-2.