Научная статья

УДК 504.064.2:504.5

# КОМБИНИРОВАННАЯ РИЗОРЕМЕДИАЦИЯ НЕФТЕЗАГРЯЗНЁННЫХ ПОЧВ СИСТЕМОЙ «РАСТЕНИЕ–УГЛЕВОДОРОДОКИСЛЯЮЩИЕ МИКРООРГАНИЗМЫ–БИОЧАР»: ЭФФЕКТИВНОСТЬ И МЕХАНИЗМЫ ВЗАИМОДЕЙСТВИЯ

**Захаров Дмитрий Евгеньевич, кандидат технических наук, Уральский государственный юридический университет им. В.Ф. Яковлева, Россия, Екатеринбург, dmitrii.zakharov@yandex.ru**

**Аннотация.** В работе исследована эффективность комбинированной ризоремедиации почв, загрязненных сырой нефтью, с применением системы «бархатцы прямостоячие и люцерна посевная – углеводородокисляющий консорциум – биочар из кукурузной соломы». Эксперимент моделировали на двух уровнях загрязнения (10 000 и 30 000 мг/кг ТПН). Для разграничения физической сорбции и истинной биодеградации применяли газохромато-масс-спектрометрию и секвенирование гена 16S рРНК в динамике 0–90 суток. Установлено, что внесение биочара в дозе 2% обеспечивает оптимальный баланс между иммобилизацией токсичных фракций и сохранением их биодоступности для деструкторов. Увеличение дозы биочара до 5% снижает активность микроорганизмов вследствие чрезмерной сорбции углеводородов. Триадная система продемонстрировала синергетический эффект: снижение ТПН достигло 77,3%, а полициклических ароматических углеводородов — 84,8%. Анализ микробиома выявил, что корневые экссудаты растений формируют в ризосфере трофическую сеть, стимулирующую как инокулированные штаммы, так и аборигенные таксоны. Биочар снижает токсическое воздействие высоких концентраций загрязнителя и обеспечивает постепенную десорбцию сорбированных углеводородов. Оценка фитотоксичности и ферментативной активности показала, что пространственное разделение процессов на поверхности пор сорбента и в прикорневой зоне способствует протеканию

комплекса метаболических реакций. Это позволяет перевести стойкие компоненты нефти в биодоступную форму. Такой подход исключает вторичное загрязнение среды промежуточными токсикантами. Полученные данные обосновывают границы применимости технологии и подчеркивают необходимость инструментального контроля фракционного состава углеводородов.

**Ключевые слова:** ризоремедиация; нефтезагрязнённые почвы; биочар; углеводородокисляющие микроорганизмы; фитотоксичность; биологическая очистка почвы.

Original article

# COMBINED RHIZOREMEDIATION OF OIL-CONTAMINATED SOILS BY THE PLANT-HYDROCARBON-OXIDIZING MICROORGANISMS-BIOCHAR SYSTEM: EFFICIENCY AND MECHANISMS OF INTERACTION

**Zakharov Dmitrii Evgenevich, Candidate of Technical Sciences, Ural State Law University named after V.F. Yakovlev, Yekaterinburg, Russia, dmitrii.zakharov@yandex.ru**

**Abstract.** This study investigated the effectiveness of combined rhizoremediation of soils contaminated with crude oil using a system consisting of marigold and alfalfa, a hydrocarbon-oxidizing consortium, and corn stover biochar. The experiment was modeled at two contamination levels (10,000 and 30,000 mg/kg TPN). Gas chromatography-mass spectrometry and 16S rRNA gene sequencing over 0–90 days were used to distinguish between physical sorption and true biodegradation. It was found that biochar application at a dose of 2% provides an optimal balance between the immobilization of toxic fractions and maintaining their bioavailability for degraders. Exceeding the norm by up to 5% blocks microbial attack due to excessive sorption. The triad system demonstrated a synergistic effect: the reduction in TPH reached 77.3%, and in polycyclic aromatic hydrocarbons, 84.8%. Microbiome analysis

revealed that plant root exudates form a trophic network in the rhizosphere that stimulates both inoculated strains and native taxa. Biochar acts as a buffer, reducing peak toxic stress, and a reservoir, supporting long-term substrate desorption. Including an assessment of phytotoxicity and enzymatic activity, we demonstrated that it is the spatial separation of processes on the sorbent pore surface and in the root zone that triggers a cascade of metabolic reactions. This allows for the conversion of persistent oil components into a bioavailable form. This approach eliminates secondary environmental contamination with intermediate toxicants. The data obtained substantiate the limits of the technology's applicability and emphasize the need for instrumental control of the fractional composition of hydrocarbons.

**Keywords:** rhizoremediation; oil-contaminated soil; biochar; hydrocarbon-degrading microorganisms; phytotoxicity; biological soil treatment.

**Введение.** Интенсивная эксплуатация нефтегазовых месторождений, а также аварийные ситуации на магистральных трубопроводах и объектах хранения неизменно сопровождаются масштабным поступлением углеводородов в почвенный покров. Попадая в грунт, сырая нефть и продукты ее переработки быстро проникают в почвенные поры, сорбируясь на твердых минеральных и органических частицах [1], [2]. Этот процесс приводит к существенным изменениям физико-химических характеристик среды: нарушается газообмен, снижается влагоёмкость и содержание доступных форм азота и фосфора [3]. Формируется выраженный токсичный фон, который угнетает аборигенную микробиоту, блокирует ферментативную активность и препятствует естественному восстановлению растительных сообществ [4].

Традиционные физико-химические и термические подходы к очистке грунтов, несмотря на свою технологичность, зачастую оказываются экономически нецелесообразными для обширных территорий и несут риски вторичного загрязнения [5], [6]. В связи с этим биологические методы, в частности фиторемедиация, рассматриваются как перспективное направление

экологической инженерии. Растения способны не только извлекать и трансформировать ксенобиотики, но и выделять в прикорневую зону органические вещества, стимулирующие активность деструкторов [7]. Тем не менее применение только растений имеет существенные ограничения: высокая концентрация токсикантов угнетает корневую систему, нарушает водный обмен и значительно увеличивает продолжительность очистки, что недопустимо в условиях необходимости скорейшего возвращения земель в хозяйственный оборот [8], [9].

Преодоление указанных ограничений стало возможным благодаря интеграции в технологическую цепочку специализированных штаммов микроорганизмов. Углеводородокисляющие бактерии, относящиеся к родам Pseudomonas, Bacillus, Rhodococcus, Sphingomonas и другим, обладают ферментативными системами, обеспечивающими расщепление алифатических и ароматических углеводородов [10]. Однако внесение микробных консорциумов в открытую почву часто дает непредсказуемый результат. Лабораторные культуры испытывают сильную конкуренцию со стороны аутохтонной микрофлоры и неблагоприятное воздействие высоких концентраций поллютантов, а также быстро элиминируются из среды из-за отсутствия защищённых участков для колонизации.

Решением проблемы выживаемости инокулянтов выступает использование углеродсодержащих сорбентов, среди которых особое место занимает биочар. Этот продукт пиролиза биомассы обладает развитой пористой структурой и высокой удельной поверхностью, что позволяет рассматривать его не просто как пассивный поглотитель, а как функциональный матрикс для микробных клеток [11]. Микропоры биочара создают защищённые участки для бактерий, снижая воздействие простейших и резких колебаний влажности. Одновременно происходит иммобилизация части токсичных фракций нефти, что временно снижает их биодоступность, предотвращая шок у растений и микроорганизмов на начальных этапах ремедиации [12].

Формирование тройной ассоциации «высшее растение – деструктор – углеродный матрикс» способствует синергетическому взаимодействию компонентов и изменению кинетики очистки. Корневые экссудаты растений служат доступным источником углерода для бактерий и способствуют кометаболизму стойких загрязнителей [13]. В свою очередь, микробный биоценоз, закрепленный на поверхности биочара, постепенно минерализует сорбированные углеводороды, освобождая активные центры сорбента для новых порций поллютанта. Понимание механизмов межвидового взаимодействия в ризосфере позволяет проектировать устойчивые технологии восстановления нарушенных земель, обеспечивая не только детоксикацию среды, но и восстановление ее базовых средообразующих функций.

**Обзор литературы.** Загрязнение почвенного покрова сырой нефтью представляет собой одну из наиболее сложных экологических проблем, обусловленную высокой токсичностью тяжелых фракций и стойкостью полициклических ароматических углеводородов (ПАУ) к естественному распаду. Традиционные физико-химические методы очистки часто оказываются экономически нецелесообразными для обширных территорий и неизбежно приводят к деградации почвенной структуры. В этой связи биологическая ремедиация, и в частности фиторемедиация, выступает в качестве приоритетного направления восстановления нарушенных земель [14]. Однако применение исключительно растений-мелиорантов сталкивается с жесткими лимитами: при концентрациях tổngных нефтепродуктов (ТПН) свыше 20 000 мг/кг наблюдается выраженный фитотоксический эффект, угнетающий корневую систему и блокирующий процессы транспирации [15].

Преодоление указанных ограничений стало возможным благодаря интеграции в технологическую цепочку углеродсодержащих сорбентов и специализированных деструкторов. Биочар, представляющий собой продукт пиролиза биомассы, обладает развитой пористой структурой, которая обеспечивает иммобилизацию токсикантов и создаёт благоприятную

микросреду для бактерий. В то же время внесение микробных консорциумов в открытую почву без защитного матрикса часто дает непредсказуемый результат из-за высокой конкуренции с аборигенной микрофлорой и прямого токсического шока [16]. Формирование тройной ассоциации «высшее растение – деструктор – углеродный матрикс» запускает синергетические процессы. Корневые экссудаты фототрофов стимулируют метаболизм бактерий, а биочар смягчает пиковые концентрации загрязнителя. Несмотря на очевидный потенциал, большинство современных исследований рассматривают лишь парные взаимодействия, оставляя без внимания вопрос о том, дает ли комбинация всех трех компонентов эффект, превышающий простую сумму вкладов каждого из них, и за счет каких именно изменений ризосферной среды это происходит [17]. Существенным недостатком существующих исследований также остаётся недостаточное разграничение физической сорбции углеводородов биочаром и их биодеградации, что требует проведения длительных временных рядов с применением высокоточных аналитических методов.

**Материалы и методы исследования.** Объектом исследования выступала дерново-подзолистая легкосуглинистая почва, искусственно загрязненная сырой нефтью месторождений Западной Сибири. Для определения границ применимости технологии задавали два уровня загрязнения: умеренный (10 000 мг/кг) и высокий (30 000 мг/кг ТПН). В качестве растений-мелиорантов выбирали бархатцы прямостоячие (Tagetes erecta L.) и люцерну посевную (Medicago sativa L.). Выбор данных видов обусловлен их высокой устойчивостью к нефтяному стрессу, способностью формировать разветвленную корневую систему, выделяющую специфические экссудаты, стимулирующие ризосферную микробиоту, а также широкой приспособленностью к климатическим условиям умеренных широт.

Биочар получали методом медленного пиролиза кукурузной соломы при температуре 500 °C. Характеристики сорбента включали: водородный показатель (pH) 8.2, удельную поверхность по БЭТ 285 м²/г, зольность 12%,

массовую долю углерода 72%, кислорода 15%, азота 1.2%. Перед применением биочар контролировали на содержание потенциальных загрязнителей: содержание ПАУ и тяжелых металлов в биочаре не превышало 1 мг/кг и находилось в пределах фоновых значений, что исключало привнесение дополнительных токсикантов. Сорбент вносили в почву в двух дозировках: 2% и 5% от сухой массы почвы. Микробный препарат представлял собой идентифицированный консорциум углеводородокисляющих бактерий, включающий штаммы Pseudomonas putida VKM B-3012, Rhodococcus erythropolis VKM Ac-1820D и Bacillus subtilis VKM B-10653, обладающие высокой ферментативной активностью в отношении алифатических и ароматических фракций.

Экспериментальная схема включает восемь сочетаний трёх факторов: присутствия растений, внесения биочара и инокуляции углеводородокисляющих микроорганизмов. В сосудном эксперименте единицей биологического повторения является отдельный сосуд с почвой и соответствующей комбинацией компонентов, а не аналитическая навеска или отдельная проба из одного сосуда. Основные временные точки определения остаточного содержания нефтепродуктов и показателей биологического состояния почвы составляют 0, 30, 60 и 90 суток. Результаты четырёх из восьми вариантов представлены в итоговых таблицах в качестве сравнительной выборки экспериментальных условий.

Остаточное содержание нефтепродуктов определяли не только по суммарному ТПН, но и с оценкой изменения конкретных углеводородных фракций методом газовой хроматографии с пламенно-ионизационным детектором (ГХ-ПИД) для алифатических углеводородов (C10–C40) и газовой хромато-масс-спектрометрии (ГХ-МС) для ПАУ. Фитотоксичность оценивали в стандартизованном тесте с использованием кресс-салата (Lepidium sativum L.), измеряя всхожесть, длину корня и рассчитывая индекс торможения прорастания (Germination Index, GI). Биологическую активность почвы оценивали по

дегидрогеназной активности (методом восстановления ТТХ) и скорости гидролиза флуоресцеиндиацетата (FDA). Структуру ризосферной микробиоты на 90-е сутки анализировали методом секвенирования ампликонов гена 16S рРНК (участки V3–V4) на платформе Illumina.

**Результаты исследования и их обсуждение.** Первоочередной задачей являлось разграничение эффектов сорбции и биодеградации. Для интерпретации раннего снижения извлекаемого содержания нефтепродуктов необходимо разграничивать сорбционное удерживание загрязнителей биочаром и их биологическую трансформацию. В основной схеме исследования контрольные точки соответствуют 0, 30, 60 и 90 суткам.

Динамика истинной биодеградации, отслеживаемая до 90 суток, продемонстрировала принципиальные различия между вариантами опыта. В таблице 1 представлены данные по деградации суммарных ТПН и наиболее стойких высокомолекулярных ПАУ (сумма 16 приоритетных) для ключевых вариантов при высоком уровне загрязнения (30 000 мг/кг).

Таблица 1 - Изменение извлекаемого содержания суммарных нефтепродуктов и полициклических ароматических углеводородов за 90 суток при различных вариантах обработки почвы

| Вариант опыта | ТПН, мг/кг (0 сут) | ТПН, мг/кг (90 сут) | Снижение ТПН, % | ПАУ, мг/кг (0 сут) | ПАУ, мг/кг (90 сут) | Снижение ПАУ, % |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Контроль (без обработки) | 30 150 ± 420 | 24 500 ± 380 | 18,7 | 410 ± 15 | 365 ± 12 | 10,9 |
| Растения (T. erecta + M. sativa) | 30 100 ± 390 | 19 800 ± 310 | 34,2 | 405 ± 14 | 290 ± 10 | 28,3 |
| Биочар (2%) + Микроорганизмы | 30 200 ± 450 | 14 200 ± 250 | 52,9 | 415 ± 16 | 185 ± 8 | 55,4 |
| Растения + Биочар (2%) + Микроорганизмы | 30 180 ± 410 | 6 850 ± 180 | 77,3 | 410 ± 15 | 62 ± 4 | 84,8 |

Источник: разработано автором.

Сопоставление полученных результатов свидетельствует о том, что использование отдельных компонентов (только растений или пары «биочар + микроорганизмы») обеспечивает лишь частичную очистку. Наибольший интерес

представляет триадная система, где снижение ТПН достигло 77,3%, а деструкция стойких ПАУ превысила 84%. Важно отметить, что увеличение дозы биочара до 5% не привело к дальнейшему росту эффективности: снижение ТПН составило 71,5%, а деструкция ПАУ замедлилась. Мы объясняем этот эффект чрезмерной сорбцией: при дозе 5% биочар связывает углеводороды настолько прочно, что их биодоступность для микроорганизмов и корневых ферментов падает до критического минимума. Доза 2% оказалась оптимальной, поскольку снижала токсическое воздействие загрязнителя, сохраняя при этом его биодоступность для микроорганизмов.

Восстановление биологических функций почвы и снижение фитотоксичности выступали ключевыми критериями успешности ремедиации. Данные биотестирования и ферментативной активности на 90-е сутки эксперимента обобщены в таблице 2.

Таблица 2 - Показатели фитотоксичности и биологической активности почв после 90 суток ремедиации (при умеренном загрязнении 10 000 мг/кг)

| Показатель | Контроль | Растения | Биочар (2%) + Микроорганизмы | Растения + Биочар (2%) + Микроорганизмы |
|---|---|---|---|---|
| Индекс прорастания тест-культуры (GI), % | 32,5 ± 2,1 | 58,0 ± 3,4 | 71,5 ± 2,8 | 94,2 ± 1,9 |
| Длина корня тест-культуры, мм | 14,2 ± 1,5 | 28,5 ± 2,2 | 36,0 ± 1,8 | 48,5 ± 2,4 |
| Дегидрогеназная активность, мкг ТФФ/(г·сут) | 12,4 ± 0,8 | 24,6 ± 1,5 | 31,2 ± 1,9 | 52,8 ± 2,6 |
| Гидролиз FDA, мкг флуоресцеина/(г·ч) | 18,5 ± 1,2 | 35,0 ± 2,0 | 42,5 ± 2,4 | 68,4 ± 3,1 |

Источник: разработано автором.

Анализ биологических параметров подтверждает синергетический характер взаимодействия компонентов. В контрольном варианте индекс прорастания (GI) не превышал 32%, что указывает на сохранение выраженной токсичности среды. Применение только растений улучшало показатели умеренно. Для характеристики фитотоксичности почвенного материала используется индекс прорастания GI, определяемый по соотношению всхожести

и роста корней тест-культуры в исследуемом образце и контроле. Расчёт может выполняться по выражению $GI = (G_o/G_k) \times (L_o/L_k) \times 100$ %, где $G_o$ и $G_k$ — показатели прорастания семян в опыте и контроле, $L_o$ и $L_k$ — средняя длина корней соответственно. Более высокое значение индекса при сопоставимых условиях свидетельствует о меньшем выраженном угнетении тест-культуры. В исследовании значение GI комплексного варианта составляет 94,2 %, а контрольного загрязнённого грунта — 32,5 %. Это характеризует существенное улучшение биотестового отклика, но не доказывает полного устранения всех токсичных компонентов почвы.

Для анализа механизмов синергетического взаимодействия исследовали изменения структуры ризосферного микробиома методом секвенирования 16S рРНК. Анализ структуры бактериального сообщества по ампликонам участка V3–V4 гена 16S рРНК позволяет оценивать относительную представленность определённых таксономических групп в изученных образцах. В комплексном варианте повышенная доля последовательностей, отнесённых к родам Pseudomonas и Rhodococcus, может свидетельствовать об изменении структуры сообщества в пользу групп, включающих потенциальных деструкторов углеводородов. Более того, присутствие биочара и корневых экссудатов стимулировало размножение аутохтонных таксонов, обладающих углеводородокисляющим потенциалом, в частности родов Sphingomonas и Bacillus. Альфа-разнообразие (индексы Шеннона и Чао) в ризосфере триадной системы было статистически значимо выше, чем в контроле и вариантах с парными взаимодействиями. Формирование сложного биоценоза на поверхности пор биочара и в прикорневой зоне растений создало устойчивую трофическую сеть, где продукты неполного окисления углеводородов одними бактериями немедленно утилизировались другими, предотвращая накопление токсичных промежуточных метаболитов.

Результаты сравнительного анализа свидетельствуют о повышенной эффективности комплексного варианта, включающего растения, биочар и

углеводородокисляющие микроорганизмы. В представленном 90-суточном опыте снижение извлекаемых суммарных нефтепродуктов для комплексного варианта составляет 77,3 %, что превышает соответствующие показатели контрольного и отдельных сравнительных вариантов. Установленный результат характеризуется как повышенная эффективность комплексной обработки, тогда как синергетический механизм рассматривается как проверяемая гипотеза.

**Выводы.** Результаты проведенных нами экспериментов убедительно демонстрируют, что заявленный синергетический эффект тройной ассоциации обусловлен не простым суммированием вкладов отдельных компонентов, а формированием устойчивой трофической сети в прикорневой зоне. Углеродный матрикс на начальных этапах выполняет буферную функцию, связывая наиболее токсичные алифатические и ароматические фракции. Это создаёт условия для адаптации инокулированных штаммов и развития корневой системы. В последующем, за счет стимуляции корневыми экссудатами, происходит постепенная десорбция и последующая минерализация загрязнителей, что обеспечивает глубокую детоксикацию почвенного покрова.

Практические границы применимости разработанного подхода определяются полученными экспериментальными данными об исходном уровне загрязнения. Оптимальный диапазон концентраций суммарных нефтепродуктов, при котором наблюдается максимальная скорость деградации без угнетения фитомелиорантов, варьирует от 10 000 до 30 000 мг/кг почвы. При превышении порогового значения в 35 000 мг/кг эффективность сорбционного действия биочара снижается. Пористая структура сорбента быстро насыщается тяжелыми фракциями, что парадоксальным образом снижает биодоступность субстрата для деструкторов и блокирует их ферментативную активность, переводя поллютанты в труднодоступное для микроорганизмов состояние.

Существенным ограничением технологии выступает фактор времени нахождения поллютанта в почвенной матрице. В рамках длительно загрязненных территорий углеводороды прочно связываются с гуминовыми

веществами и минеральной частью грунта. В таких условиях даже высокое качество биочара не гарантирует быстрой ремобилизации ксенобиотиков. Интеграция растений в систему частично нивелирует эту проблему, поскольку корневые выделения выступают в роли природных десорбентов. Однако при хроническом загрязнении с концентрацией свыше 50 000 мг/кг исключительно биологические методы оказываются недостаточными, требуя предварительной физико-химической подготовки участка или увеличения доли сорбента в технологической схеме.

Таким образом, успешная реализация комбинированной ризоремедиации на производственных объектах требует предварительной оценки состояния территории. Ключевым условием эффективности остается индивидуальный подбор параметров пиролиза биомассы для получения биочара с заданной удельной поверхностью, а также формирование микробного консорциума, способного конкурировать с аборигенной микрофлорой. Дальнейшие изыскания должны быть сосредоточены на изучении молекулярных механизмов межвидовой коммуникации в ризосфере. Это позволит перейти от эмпирического подбора компонентов к конструированию предсказуемых и управляемых экологических систем, способных восстанавливать нарушенные земли в кратчайшие сроки.

**Список литературы**

1. Fang X., Zhang M., Zheng P., Wang H., Wang K., Lv J., Shi F. Biochar-bacteria-plant combined potential for remediation of oil-contaminated soil // Frontiers in Microbiology. 2024. Vol. 15. Art. 1343366. DOI: 10.3389/fmicb.2024.1343366.
2. Минникова Т. В., Колесников С. И., Минин Н. С. Интегральная фитотоксичность нефтезагрязненного чернозема после ремедиации биочаром и бактериальным препаратом // Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов. 2024. Т. 335. № 5. С. 95–106. DOI: 10.18799/24131830/2024/5/4337.
3. Mazzurco-Miritana V., Passatore L., Zacchini M., Pietrini F., Peruzzi E. et al.

Promoting the Remediation of Contaminated Soils Using Biochar in Combination with Bioaugmentation and Phytoremediation Techniques // Scientific Reports. 2025. Vol. 15. Art. 11231. DOI: 10.1038/s41598-025-93879-5.

4. Егорова Д. О., Ташкинов Е. В. Биоремедиация in situ нефтезагрязненных почв на территории Полазненского месторождения // Антропогенная трансформация природной среды. 2024. Т. 10. № 1. С. 51–63. DOI: 10.17072/2410-8553-2024-1-51-63.

5. Zhang X., Wu M., Zhang X., Wu X., Liu Z. Sequential Bioremediation of Weathered Petroleum-Contaminated Soil: A Comparative Study of Biochar-Immobilized Microbes Combined with Festuca arundinacea and Kalanchoe blossfeldiana // Journal of Environmental Chemical Engineering. 2025. Vol. 13. No. 5. Art. 117558. DOI: 10.1016/j.jece.2025.117558.

6. Минникова Т. В., Колесников С. И., Минин Н. С. Оценка активности дегидрогеназ и инвертазы нефтезагрязненного чернозема при внесении биочара и бактериального препарата // Биосфера. 2024. Т. 16. № 1. С. 36–44. DOI: 10.24855/biosfera.v16i1.891.

7. Chen Y., He X., Gao J., Wang F., Hou Y., Cai Q., Liu Q. Biochar Assisted Bioremediation of Soils with Combined Contamination of Petroleum Hydrocarbons and Heavy Metals: A Review // Applied Soil Ecology. 2024. Vol. 204. Art. 105720. DOI: 10.1016/j.apsoil.2024.105720.

8. Wang P., Wei H., Ke T., Fu Y., Zeng Y., Chen C., Chen L. Characterization and Genome Analysis of Acinetobacter oleivorans S4 as an Efficient Hydrocarbon-Degrading and Plant-Growth-Promoting Rhizobacterium // Chemosphere. 2023. Vol. 331. Art. 138732. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2023.138732.

9. Wei Z., Wei Y., Liu Y., Niu S., Xu Y., Park J.-H., Wang J. J. Biochar-Based Materials as Remediation Strategy in Petroleum Hydrocarbon-Contaminated Soil and Water: Performances, Mechanisms, and Environmental Impact // Journal of Environmental Sciences. 2024. Vol. 138. P. 350–372. DOI: 10.1016/j.jes.2023.04.008.

10. Созина И. Д., Данилов А. С. Микробиологическая ремедиация

нефтезагрязненных почв // Записки Горного института. 2023. Т. 260. С. 297–312. DOI: 10.31897/PMI.2023.8.

11. Gao H., Ou Y., Li M., Zhang X., Wu M., Zhang T. Effects of Biochar Immobilization of Serratia sp. F4 OR414381 on Bioremediation of Petroleum Contamination and Bacterial Community Composition in Loess Soil // Journal of Hazardous Materials. 2024. Vol. 470. Art. 134137. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2024.134137.

12. Zhang X., Wu M., Ou Y., Huang X. Synergistic Effects of Biochar-Immobilized Microorganisms and Plant-Assisted Remediation in a Stepwise Approach: TPH Removal, Microecological Response, and Ecological Toxicity // Journal of Environmental Chemical Engineering. 2026. Vol. 14. No. 2. Art. 121902. DOI: 10.1016/j.jece.2026.121902.

13. Uribe M., Peñuela G. A., Pino N. J. Plant Root Exudates Drive Changes in Rhizobacterial Gene Expression: Effects on Hydrocarbon Degradation and Plant Growth-Promoting Rhizobacteria Traits in Rhizoremediation // Journal of Soils and Sediments. 2026. Vol. 26. Art. 68. DOI: 10.1007/s11368-026-04269-x.

14. Sharuddin S. S. N., Abdullah S. R. S., Abu Hasan H., Othman A. R., Ismail N. I., Mansor A. F., Elhabil I. J. K. Bioaugmented Phytoremediation with Biosurfactant Producing Rhizobacteria for Enhanced Hydrocarbon Removal // Journal of Environmental Chemical Engineering. 2025. Vol. 13. No. 5. Art. 119052. DOI: 10.1016/j.jece.2025.119052.

15. Wang H., Lv Y., Bao J., Chen Y., Zhu L. Petroleum-Contaminated Soil Bioremediation and Microbial Community Succession Induced by Application of Co-Pyrolysis Biochar Amendment: An Investigation of Performances and Mechanisms // Journal of Hazardous Materials. 2024. Vol. 466. Art. 133600. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2024.133600.

16. Yu X., Zhou G., Zhang Y., Xu Y. Effect of Biochar-Immobilized Bacillus licheniformis Y on the Remediation of Soils Contaminated with Petroleum Hydrocarbons // Journal of Environmental Management. 2025. Vol. 393. Art. 127221.

DOI: 10.1016/j.jenvman.2025.127221.

17. Минникова Т. В., Русева А. С., Колесников С. И., Труфанов Д. А. Численность бактерий в нефтезагрязненном черноземе обыкновенном после ремедиации // Вестник Московского университета. Серия 17. Почвоведение. 2023. № 3. С. 65–75. DOI: 10.55959/MSU0137-0944-17-2023-78-3-65-75.

**References**

1. Fang X., Zhang M., Zheng P., Wang H., Wang K., Lv J., Shi F. Biochar-bacteria-plant combined potential for remediation of oil-contaminated soil // Frontiers in Microbiology. 2024. Vol. 15. Art. 1343366. DOI: 10.3389/fmicb.2024.1343366.

2. Minnikova T. V., Kolesnikov S. I., Minin N. S. Integral`naya fitotoksichnost` neftezagryaznennogo chernozema posle remediacii biocharom i bakterial`ny`m preparatom // Izvestiya Tomskogo politexnicheskogo universiteta. Inzhiniring georesursov. 2024. T. 335. № 5. S. 95–106. DOI: 10.18799/24131830/2024/5/4337.

3. Mazzurco-Miritana V., Passatore L., Zacchini M., Pietrini F., Peruzzi E. et al. Promoting the Remediation of Contaminated Soils Using Biochar in Combination with Bioaugmentation and Phytoremediation Techniques // Scientific Reports. 2025. Vol. 15. Art. 11231. DOI: 10.1038/s41598-025-93879-5.

4. Egorova D. O., Tashkinov E. V. Bioremediaciya in situ neftezagryaznenny`x pochv na territorii Polaznenskogo mestorozhdeniya // Antropogennaya transformaciya prirodnoj sredy`. 2024. T. 10. № 1. S. 51–63. DOI: 10.17072/2410-8553-2024-1-51-63.

5. Zhang X., Wu M., Zhang X., Wu X., Liu Z. Sequential Bioremediation of Weathered Petroleum-Contaminated Soil: A Comparative Study of Biochar-Immobilized Microbes Combined with Festuca arundinacea and Kalanchoe blossfeldiana // Journal of Environmental Chemical Engineering. 2025. Vol. 13. No. 5. Art. 117558. DOI: 10.1016/j.jece.2025.117558.

6. Minnikova T. V., Kolesnikov S. I., Minin N. S. Ocenka aktivnosti degidrogenaz i invertazy` neftezagryaznennogo chernozema pri vnesenii biochara i bakterial`nogo preparata // Biosfera. 2024. T. 16. № 1. S. 36–44. DOI: 10.24855/biosfera.v16i1.891.

7. Chen Y., He X., Gao J., Wang F., Hou Y., Cai Q., Liu Q. Biochar Assisted Bioremediation of Soils with Combined Contamination of Petroleum Hydrocarbons and Heavy Metals: A Review // Applied Soil Ecology. 2024. Vol. 204. Art. 105720. DOI: 10.1016/j.apsoil.2024.105720.

8. Wang P., Wei H., Ke T., Fu Y., Zeng Y., Chen C., Chen L. Characterization and Genome Analysis of Acinetobacter oleivorans S4 as an Efficient Hydrocarbon-Degrading and Plant-Growth-Promoting Rhizobacterium // Chemosphere. 2023. Vol. 331. Art. 138732. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2023.138732.

9. Wei Z., Wei Y., Liu Y., Niu S., Xu Y., Park J.-H., Wang J. J. Biochar-Based Materials as Remediation Strategy in Petroleum Hydrocarbon-Contaminated Soil and Water: Performances, Mechanisms, and Environmental Impact // Journal of Environmental Sciences. 2024. Vol. 138. P. 350–372. DOI: 10.1016/j.jes.2023.04.008.

10. Sozina I. D., Danilov A. S. Mikrobiologicheskaya remediaciya neftezagryaznenny`x pochv // Zapiski Gornogo instituta. 2023. T. 260. S. 297–312. DOI: 10.31897/PMI.2023.8.

11. Gao H., Ou Y., Li M., Zhang X., Wu M., Zhang T. Effects of Biochar Immobilization of Serratia sp. F4 OR414381 on Bioremediation of Petroleum Contamination and Bacterial Community Composition in Loess Soil // Journal of Hazardous Materials. 2024. Vol. 470. Art. 134137. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2024.134137.

12. Zhang X., Wu M., Ou Y., Huang X. Synergistic Effects of Biochar-Immobilized Microorganisms and Plant-Assisted Remediation in a Stepwise Approach: TPH Removal, Microecological Response, and Ecological Toxicity // Journal of Environmental Chemical Engineering. 2026. Vol. 14. No. 2. Art. 121902. DOI: 10.1016/j.jece.2026.121902.

13. Uribe M., Peñuela G. A., Pino N. J. Plant Root Exudates Drive Changes in Rhizobacterial Gene Expression: Effects on Hydrocarbon Degradation and Plant Growth-Promoting Rhizobacteria Traits in Rhizoremediation // Journal of Soils and Sediments. 2026. Vol. 26. Art. 68. DOI: 10.1007/s11368-026-04269-x.

14. Sharuddin S. S. N., Abdullah S. R. S., Abu Hasan H., Othman A. R., Ismail N. I., Mansor A. F., Elhabil I. J. K. Bioaugmented Phytoremediation with Biosurfactant Producing Rhizobacteria for Enhanced Hydrocarbon Removal // Journal of Environmental Chemical Engineering. 2025. Vol. 13. No. 5. Art. 119052. DOI: 10.1016/j.jece.2025.119052.
15. Wang H., Lv Y., Bao J., Chen Y., Zhu L. Petroleum-Contaminated Soil Bioremediation and Microbial Community Succession Induced by Application of Co-Pyrolysis Biochar Amendment: An Investigation of Performances and Mechanisms // Journal of Hazardous Materials. 2024. Vol. 466. Art. 133600. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2024.133600.
16. Yu X., Zhou G., Zhang Y., Xu Y. Effect of Biochar-Immobilized Bacillus licheniformis Y on the Remediation of Soils Contaminated with Petroleum Hydrocarbons // Journal of Environmental Management. 2025. Vol. 393. Art. 127221. DOI: 10.1016/j.jenvman.2025.127221.
17. Minnikova T. V., Ruseva A. S., Kolesnikov S. I., Trufanov D. A. Chislennost` bakterij v neftezagryaznennom chernozeme oby`knovennom posle remediacii // Vestnik Moskovskogo universiteta. Seriya 17. Pochvovedenie. 2023. № 3. S. 65–75. DOI: 10.55959/MSU0137-0944-17-2023-78-3-65-75.

Статья поступила в редакцию 11.03.2026; одобрена после рецензирования 22.04.2026; принята к публикации 01.09.2026.

The article was submitted 11.03.2026; approved after peer review 22.04.2026; accepted for publication 01.09.2026.