



УДК 504.05, 504.3.054, 504.4.054, 504.53, 579.66, 579.68, 628.3, 631.4

Обзор

Современное состояние и тенденции в экологической биотехнологии

Филонов А. Е.^{1,*}, Ахметов Л. И.¹, Ветрова А. А.¹, Иванова А. А.¹, Сазонова О. И.¹,
Пунтус И. Ф.¹, Чайка Н. Я.^{1,2} и Боронин А. М.¹

¹ Институт биохимии и физиологии микроорганизмов им. Г.К. Скрыбина РАН ФИЦ «Пушкинский научный центр биологических исследований РАН», 142290, Пушкино, Россия; info@pbcras.ru

² Пушкинский филиал федерального государственного бюджетного образовательного учреждения высшего образования «Российский биотехнологический университет (РОСБИОТЕХ)», 142290, Пушкино, Россия; pushgu@mgupp.ru

* Ответственный за переписку: filonov.andrey@rambler.ru

Цитирование:

Филонов А.Е., Ахметов Л.И., Ветрова А.А., Иванова А.А., Сазонова О.И., Пунтус И.Ф., Чайка Н.Я., Боронин А.М.
Современное состояние и тенденции в экологической биотехнологии. *Biologia et Biotechnologia* 2024, 1, 2.
<https://doi.org/10.61847/pbcras.bbt.2024.1.2>

Получено: 20.08.2024

Принято: 17.10.2024

Опубликовано: 07.11.2024

Авторские права: © 2024

год от авторов.

Представлено для публикации в открытом доступе на условиях открытой лицензии.

Реферат: Для достижения целей устойчивого развития мирового сообщества необходимо обеспечить защиту, восстановление экосистем и содействие их рациональному использованию, прекращение процесса деградации земель и предотвращение сокращения биологического разнообразия. В обзоре проанализирован большой объем научных публикаций и рассмотрены современные тенденции развития биотехнологических подходов для очистки почвы, воды и воздуха от различных, в том числе устойчивых и опасных, поллютантов. Отдельная глава посвящена утилизации и очистке водных и наземных экосистем от синтетических материалов, включая микропластик. Уделено внимание природоохранным технологиям, применяемым для рекультивации загрязненных военных объектов. Целью данного обзора были анализ и обобщение современных методов, а также характеристика основных направлений современной экологической биотехнологии.

Ключевые слова: экологическая биотехнология, загрязнение окружающей среды, очистка почвы, воздуха, воды, микропластик, биоремедиация

Оглавление

Введение	2
1. Очистка почвы и почвогрунтов от различных поллютантов	4
1.1 Биотехнологии очистки почвы от углеводов нефти и других органических поллютантов	5
1.2 Биотехнологии очистки почвы от неорганических соединений	6
1.3. Перспективы применения ремедиации (включая микробную) для очистки почв от загрязнения веществами военной промышленности	7
1.3.1 Загрязнители окружающей среды в результате военной деятельности	7
1.3.2. Природоохранные технологии, применимые для рекультивации загрязненных военных объектов	8
1.4. Очистка почв и почвогрунтов от загрязнения пестицидами	9
1.4.1 Биоремедиация почв с участием микроорганизмов	9
1.4.2 Фиторемедиация	10
1.4.3 Вермиремедиация	10
2. Очистка водных сред	11
2.1 Очистка сточных вод	11
2.2. Очистка природных водоемов	12
2.2.1 Очистка и восстановление водохранилищ	12
2.2.2 Восстановление загрязненной речной воды	12
2.2.3 Восстановление искусственно созданных водно–болотных систем	13
3. Очистка воздуха	15
3.1 Очистка воздуха в жилых помещениях	15
3.2. Перспективы применения микроорганизмов для сокращения объемов газовых выбросов промышленных предприятий и станций по выработке тепла и электроэнергии	16
4. Микропластик как загрязнитель окружающей среды	17
Заключение	18
Список литературы	18

Введение

Население нашей планеты росло до 2000 г. со все увеличивающейся скоростью. К настоящему времени численность населения перешагнула рубеж в 8 миллиардов человек. По прогнозу ООН население Земли к 2150 г. выйдет на постоянный предел 11-12 млрд человек. С процессами урбанизации, индустриализации, освоения недр и новых земель возникают проблемы сохранения окружающей среды для будущих поколений. В XX веке человечество всерьез задумалось о масштабах ущерба, причиняемого окружающей среде. Требования к защите окружающей среды существенно изменились, став важной частью не только межгосударственных отношений, но и основополагающим элементом стратегий ведущих мировых корпораций.

В 2015 году Генеральной ассамблеей ООН была принята Концепция устойчивого развития ООН (Sustainable Development Goals) – комплекс мер, нацеленных на удовлетворение текущих потребностей человека при сохранении окружающей среды и ресурсов, то есть без ущерба для будущих поколений, в качестве «плана достижения лучшего и более устойчивого будущего для всех» (A/RES/71/313, 2017). Эти цели были названы в резолюции Генассамблеи «Повесткой дня на период до 2030 года» [1]. Концепция устойчивого развития предусматривает защиту, восстановление экосистем суши и содействие их рациональному использованию, рациональное управление лесами, борьбу с опустыниванием, прекращение и обращение вспять процесса деградации земель и предотвращение утраты биологического разнообразия.

В настоящее время существенные усилия в глобальном масштабе направлены на разработку и распространение природоохранных стратегий, с особым вниманием к биотехнологическим методам. Эти современные подходы делятся на два ключевых направления: переработку отходов – их биотехнологическую трансформацию и утилизацию и биоремедиацию, означающую восстановление и очищение почвы, водных ресурсов и атмосферы.

Экологическая биотехнология – использование биологических процессов и систем для улучшения качества окружающей среды и обеспечения рационального природопользования, которое позволяет эффективно решать проблемы, такие как очистка почвы, воды, воздуха от загрязнений и переработка различных отходов. Технологические инновации, применяемые в области очистки сточных вод, борьбы с атмосферными загрязнениями, рекультивации земель и получения альтернативных источников энергии, являются ключевыми элементами развития экологических биотехнологий. Интеграция биологически обоснованных методик в различные промышленные процессы способствует созданию экологически чистого производства.

Экобиотехнология может сыграть значительную роль в разработке устойчивых энергетических решений. Одним из примеров является использование анаэробного сбраживания — биотехнологического процесса, позволяющего превращать органические отходы в биогаз. Этот биогаз затем можно использовать для выработки электроэнергии или в качестве возобновляемого природного газа. В сотрудничестве с компаниями, занимающимися возобновляемыми источниками энергии, экологическая биотехнология может помочь повысить эффективность и масштабируемость этих процессов.

Экологическая биотехнология также может способствовать устойчивому сельскому хозяйству. Одним из подходов является биоремедиация, которая может помочь очистить загрязненную почву и сделать ее пригодной для сельского хозяйства. Кроме того, биотехнологические процессы могут улучшить круговорот питательных веществ и плодородие почвы, что приведет к более здоровому и продуктивному росту сельскохозяйственных культур.

В настоящее время повышенный интерес к экобиотехнологиям наблюдается в различных регионах мира. Так, в странах Азиатско–Тихоокеанского бассейна особое внимание уделяется такой насущной проблеме, как нехватка водных ресурсов. На североамериканском континенте в приоритете находятся технологические разработки для очистки загрязнённых вод, утилизации отходов и генерации энергии из возобновляемых источников. При этом ключевую роль играют крупные компании и научно-исследовательские центры, находящиеся под покровительством государственных программ по поддержке экологически чистых технологий. Европейский рынок экобиотехнологий демонстрирует значительный рост, обусловленный в основном системной государственной поддержкой научных исследований и разработок и строгим соблюдением экостандартов. Здесь пристальное внимание уделяется развитию биоремедиации, контролю атмосферных загрязнений и оптимизации использования возобновляемых источников энергии. Прогресс экобиотехнологий в Латинской Америке достигается за счет оптимизации управления водными ресурсами, утилизации отходов и применения органических методов ведения сельского хозяйства. Страны Ближнего Востока и Африки проявляют растущий интерес к экобиотехнологиям, уделяя первоочередное внимание рациональному управлению водным потенциалом, переработке отходов и активному внедрению возобновляемых источников энергии.

Ключевыми зарубежными компаниями, работающими в области экологических биотехнологий, являются: Thermo Fisher Scientific Inc., Danaher Corporation, Merck KGaA, Suez SA, Ecolab Inc., Genomatica, Novozymes, LanzaTech, Alken–Murray, Agilent Technologies Inc. К крупнейшим мировым достижениям можно отнести разработку в 2022 году компании Enzytech в области биоремедиации, направленную на расщепление пер- и полифтормалкильных соединений (ПФАС) в почве и воде. В 2023 году компания BioCollection объявила о разработке новой технологии очистки сточных вод с удалением до 95% азота и фосфора с применением бактерий. Очевидна её перспективность, поскольку азот и фосфор являются основными загрязнителями сточных вод и могут способствовать эвтрофикации – состоянию, при котором избыток питательных веществ в водоемах приводит к цветению водорослей и гибели рыбы.

В России отрасль биотехнологической переработки отходов находится на начальном этапе своего развития. Исследования Росстата показывают, что в области сельскохозяйственной и лесной деятельности до 85% отходов обрабатываются и обезвреживаются, в то время как альтернативные оценки свидетельствуют о значительно более низком показателе, достигающем всего около 30%. Следует отметить, что агропромышленный сектор выступает в качестве одного из главных

производителей отходов. При этом действующие стандарты по утилизации, особенно касающиеся животноводческих отходов, зачастую игнорируются.

Конкуренция в сфере сельского хозяйства стимулирует применение инновационных биотехнологий в переработке агропромышленных отходов. Разработанные недорогие методы позволяют трансформировать отходы (такие как шроты и отжимки, полученные в результате экстракции масел из семян подсолнечника, сои, тыквы, льна и других масличных культур) в питательные добавки для корма. В свою очередь, отходы животноводства могут быть успешно использованы для получения удобрений и биогаза.

В России технологии биоремедиации (комплекс методов очистки вод, грунтов и атмосферы с использованием метаболического потенциала биологических объектов – микроорганизмов, растений, грибов, насекомых, червей и других организмов) преимущественно используются для очистки загрязненных территорий от нефти и нефтепродуктов. По экспертным оценкам, на нефтепромыслах теряется от 3 до 7% всего объема добываемой нефти. Ежегодно в России происходит порядка 25–40 тысяч аварий, связанных с разливами нефти и нефтепродуктов, а общая площадь загрязненной таким образом территории только в Западной Сибири превышает 800 тысяч гектаров. Для биоремедиации загрязненных нефтью и нефтепродуктами водоемов и почв используются несколько десятков препаратов, разработанных в России и бывших республиках Советского Союза. Однако, объем продаж препаратов биодеструкторов крайне мал – не превышает двух миллионов долларов [2].

Биотехнологические методы будут всё более активно применяться для очищения антропогенно загрязнённых сточных вод, переработки отходов различных отраслей промышленности, включая переработку резиновых изделий, химических субстанций, строительных материалов, а также материалов, содержащих радиоактивные элементы, бытовой мусор, стекло, пластмассы, и множество других. Внедрение эковиотехнологий в промышленной и социально-экономической сферах весьма актуально на сегодняшний день, поскольку экологическое оздоровление биосферы считается важнейшим приоритетом, учитывая обострение проблем, возникающих в результате негативного влияния человеческой деятельности на природу.

Появление новых материалов и производств требует развития и совершенствования классических методов эковиотехнологии с использованием инновационных решений (ферменты, сорбенты, наночастицы, биотопливо, биоудобрения, биоразлагаемые пластики).

В обзоре представлен большой объем научных публикаций, направленных на поиск новых биологических объектов и развитие новых методов эковиотехнологии, который свидетельствует о востребованности биотехнологических подходов для решения проблем утилизации антропогенных отходов и восстановления загрязненной окружающей среды. Целью данного обзора – анализ и обобщение современных методов и подходов, применяемых для очистки почвы, воды и воздуха от различных загрязнителей, а также характеристика основных направлений развития современной экологической биотехнологии.

1. Очистка почвы и почвогрунтов от различных поллютантов

Для реабилитации загрязненных территорий применяют механические, термические, физические, химические и биологические методы. Однако, при уровне загрязнения менее 5%, физические, химические и термические методы очистки дорогостоящие, не решают вопрос полной очистки и могут наносить дополнительный вред окружающей среде. Поэтому применение экологически безвредных биологических методов является очевидной альтернативой. Показано, что биоремедиация имеет огромный потенциал и конкурентные преимущества, прежде всего, вследствие экологической безопасности и низкой стоимости [3].

Температура, соленость, показатели pH, доступность метаболически активных субстратов и питательных компонентов, влажность, а также акцепторы электронов существенно влияют на процесс биоремедиации [4]. Немаловажную роль в биодеградации поллютантов играют минеральные вещества, такие как азот, кислород, сера, фосфор [5].

Фиторемедиация основывается на интеграции метаболизма растений и почвенных микроорганизмов [6], экологически безопасна и экономична по сравнению с традиционными подходами к утилизации промышленных отходов и ликвидации загрязнений; позволяет растениям

исполнять роль биологических барьеров, изолирующих и нейтрализующих загрязнители через комплекс метаболических и физических процессов: фитоэкстракцию (поглощение и накопление), фитодеградацию (разложение), фитостабилизацию (препятствие миграции), а также преобразование и испарение вредных компонентов – фитотрансформацию и фитоиспарение, соответственно.

Механизмы фиторемедиации превращают загрязняющие вещества в менее токсичные и менее стойкие в окружающей среде [7]. Биодоступность загрязнителей, химические и физические характеристики почвы являются доминирующими факторами, определяющими активность и эффективность фиторемедиационных механизмов, которые влияют на мобильность и токсичность загрязняющих веществ в окружающей среде [8,9]. В синергии с растительными корнями и побегами ризосферные микробы участвуют в процессах поглощения, экссудации и фильтрации, расширяя поверхность для колонизации микроорганизмами и усиливая разложение загрязнителей [10].

В настоящее время существуют и применяются различные модификации технологии биоремедиации:

Биовентинг — это технология биоремедиации *in situ*, в которой активизируются аборигенные микроорганизмы деструкторы посредством продувания почвы воздухом (кислородом) с минимизацией выбросов летучих загрязняющих веществ [11].

Вермиремедиация — это технология, в которой дождевые черви используются для стимуляции биоразложения токсичных загрязнителей в почве [12] вследствие повышения её аэрации и интенсификации окислительных процессов.

Микоремедиация предполагает использование грибов для биоразложения опасных загрязнителей, таких как нефтяные углеводороды, до менее токсичных или нетоксичных форм [13]. Продуцирование ферментов, таких как пероксидазы для расщепления целлюлозы и лигнина, является одним из основных механизмов, позволяющих различным видам грибов утилизировать устойчивые загрязнители [14].

Фикоремедиация — метод, в котором используются различные виды водорослей (*Chlamydomonas*, *Chlorella*, *Botryococcus* и *Phormidium*, а также макрофиты) для биотрансформации, разрушения и удаления загрязнителей (нефтяные углеводороды, фенолы, бифенилы, пестициды, а также фенольные смолы) из загрязненной водной среды [15] при относительно низких затратах [16]. Миксотрофные водоросли сочетают способность связывания углекислого газа с высокой эффективностью биоремедиации [17]. Водоросли также синтезируют кислород и удаляют излишки биогенных веществ [18]. Тяжелые металлы могут связываться в полифосфатных включениях в клетках водорослей, что способствует детоксикации водных экосистем [19].

Отличительная особенность *нанобиоремедиации* – использование наночастиц, включая такие их разновидности как биосинтетические наноструктуры, нанокompозиты, а также разработанные и синтезированные на микроскопическом уровне кластеры и наноэлементы [20]. Эти наноматериалы или частицы, сформированные растениями или микроорганизмами, имеют размер от 1 до 100 нм [21]. Роль ~~также~~ наночастиц сводится к их способности преобразовывать и обезвреживать токсины с помощью ферментативных процессов благодаря уникальным качествам, проявляемым на биохимическом, химическом и физическом уровнях [22].

В *трихоремедиации* применяют кератинолитические и кератинофильные микроорганизмы с кометаболической деградацией субстратов [6].

1.1 Биотехнологии очистки почвы от углеводородов нефти и других органических загрязнителей

Загрязнение окружающей среды нефтью и нефтепродуктами в настоящее время является глобальной проблемой [23]. По величине вредного влияния на экосистемы нефтепродукты и нефть находятся на втором месте после радиоактивного загрязнения [24].

Известно, что микроорганизмы быстрее разлагают более простые, линейные и насыщенные алканы, в то время как полиароматические углеводороды (ПАУ) менее подвержены микробному разрушению. Ряд микроорганизмов обладают уникальными ферментативными системами, осуществляющими реакции диоксигенирования, монооксигенирования, дегидратации, O- и N-деалкилирования и сульфоокисления. Некоторые микроорганизмы обладают ферментами, которые катализируют разложение не только специфических, но и сложных смесей углеводородов; другие

микроорганизмы имеют возможность атаковать только определенные линейные углеводородные структуры [4]. Таким образом, взаимодействие микроорганизмов в экосистеме ведет к более качественному уничтожению загрязнителей [25]. Существенное влияние на процесс биodeградации оказывает возраст загрязнений, что связано со снижением биодоступности углеводородов [26].

В ряде исследований также отмечается возможное отрицательное воздействие концентрации и состава углеводов на процессы их биodeградации. В работе [5] продемонстрировано ингибирование роста микробных культур высокими концентрациями сырой нефти.

Большинство биопрепаратов для очистки нефтезагрязненных территорий представляют собой смешанные микробные консорциумы, которые могут подавлять аборигенную микрофлору. Поэтому очевидна важность изучения метаболических путей микробных сообществ [27], тем более что методическая база на основе современных омиксных подходов активно развивается.

Использование растений совместно с добавлением органических отходов и удобрений для усиления процесса биоразложения обеспечило эффективную фиторемедиацию почвы, загрязненной углеводородами нефти [28,29].

Успешному удалению углеводородов нефти с использованием трихоремедиации (применение кератинсодержащих субстратов – перьев и волос) способствуют дополнительные процессы, такие как абсорбция и адсорбция [30-32].

1.2 Биотехнологии очистки почвы от неорганических соединений

Неорганические загрязнители, стойкие по своей природе, могут встречаться в различных формах, таких как соли, оксиды, сульфиды или металлоорганические комплексы.

Загрязнение радиоактивными изотопами может иметь как естественное происхождение – в результате эрозии горных пород и вулканической активности, так и антропогенное.

Многие элементы играют ключевую роль в поддержании биологических процессов. Железо, медь, цинк, марганец, никель, бор, селен и молибден рассматриваются как существенные микроэлементы для здоровья флоры и фауны, а также почвенных микроорганизмов. Совокупность этих элементов формирует биогеохимические циклы, фундаментальные для экосистем [33].

Содержание металлов на конкретных территориях зависит от горных пород, местоположения, почвообразовательных процессов и антропогенных источников, таких как удобрения, сточные воды, промышленные выбросы, твердые отходы, дорожная пыль и атмосферные выпадения [34-35].

Мышьяк, кадмий, хром, медь, ртуть, свинец, марганец, никель и цинк имеют токсический эффект для живых организмов уже при низких концентрациях [36,37].

Металлы могут связываться с поверхностью микробных клеток или осаждаться на ней в результате взаимодействия с белками или клеточно-ассоциированными полисахаридами [38]. Такая внеклеточная адсорбция может снизить биодоступность металлов для достижения цели микробной ремедиации. Металлы могут подвергаться биотрансформации в микробных клетках, вследствие окислительно-восстановительных реакций, метилирования и деметилирования [39], переходя в менее токсичные формы. Микроорганизмы также могут использовать цитоплазматические белки для связывания металлов, что снижает их токсичность [40]. Когда металлы связываются с функциональными белками и нарушают их работу, некоторые микроорганизмы могут запускать параллельные метаболические пути, где работают альтернативные белки с каталитическими ядрами, которые не связываются с токсичным лигандом металла [41]. Кроме того, ряд микроорганизмов могут эффективно выводить из клеток или хранить металлы в вакуолях, тем самым снижая токсичность металла [42]. Некоторые микроорганизмы увеличивают экспрессию внеклеточных веществ в ответ на воздействие металлов: эти вещества содержат функциональные группы, способные связывать металлы [43].

Асбест – общий термин для широкого спектра встречающихся в природе гидратированных минеральных силикатных волокон, принадлежащих к серпентиновой и амфиболовой группам порообразующих минералов. Материалы, содержащие асбест, часто попадают в почву из нелегальных захоронений строительных отходов [44]. Объекты по добыче и переработке асбеста также являются потенциально значительными источниками загрязнения почвы [45].

Вопрос биоразрушения асбеста остается открытым. Известно, что термофильная бактерия *Deferrisoma palaeochoriense* может использоваться для удаления железа из асбестовых минералов посредством анаэробного дыхания [46], при этом их токсические свойства снижаются.

1.3. Перспективы применения ремедиации (включая микробную) для очистки почв от загрязнения веществами военной промышленности

1.3.1 Загрязнители окружающей среды в результате военной деятельности

Органические загрязнители, попадающие в почву в результате военной деятельности, обычно подразделяются на потенциально токсичные соединения (ПТС), энергоносители (топливо, масла), боевые отравляющие вещества (БОВ) и военно-химические соединения (ВХС: дымовые и горючие материалы, слезоточивые газы, гербициды). Их концентрация в почве на военных территориях может быть неприемлемо высокой, что наряду с высокой токсичностью и стойкостью, может приводить к возникновению экологических рисков [47,48]. Загрязнение ПТС (топливом, маслами, смазками, красками, растворителями) в основном обусловлено деятельностью военных баз.

Пестициды часто применяются в качестве репеллента в различных видах военных материалов, таких как стеновой геотекстиль или камуфляжная сетка [49]. Одним из соединений этой группы ПТС является галогенорганическое соединение трансфлутрин. Это полужидкое органическое соединение находится в основном в газовой фазе воздуха и в очень незначительных пропорциях в твердой фазе. Особой группой ПТС, обнаруженных в местах проведения военных огневых тренировок, являются пер- и полифторалкильные соединения (ПФАС). В своей структуре они могут иметь длинные цепи, включая перфторгексансульфоокислоту, перфтороктансульфоокислоту и перфторнонановую кислоту, или короткие цепи, включая перфторбутансульфоокислоту и перфторгептановую кислоту [50]. ПФАС представляют собой группу синтетических химических веществ, которые стабильны, аккумулируются в живых организмах и токсичны при низких концентрациях. Вследствие относительно высокой растворимости они легко попадают в грунтовые воды и достигают подпочвенного слоя [51].

Военная деятельность (учения и боевые действия, производство, уничтожение и утилизация ПТС) является источником загрязнения почвы органическими веществами, в том числе взрывчатыми и метательными веществами. Органические загрязнители можно классифицировать как нитроароматические (например, тринитротолуол (ТНТ)) и нитроаминовые (например, гексоген (RDX) и октоген (HMX)), которые являются вторичными взрывчатыми веществами (т.е. детонируют от первичных взрывчатых веществ), наиболее используемыми в военной деятельности [52]. ДНТ (2,4-динитротолуол), который может появляться в качестве примеси при производстве тротила, также считается приоритетным загрязнителем по классификации Агентства по охране окружающей среды США, имеет низкую растворимость в воде и обнаруживается в почве военных полигонов.

Другую группу отравляющих веществ (ОВ) составляют пропелленты – химические вещества, используемые для производства энергии или газа под давлением, которые впоследствии используются для создания движения жидкости или приведения в движение снарядов. Они образуются из одного или нескольких взрывчатых веществ, смешанных с различными добавками, где основным компонентом является нитроцеллюлоза. Другими твердыми метательными веществами, используемыми в огнестрельном и артиллерийском оружии, являются нитроглицерин, нитрогуанидин и динитротолуолы. В отличие от тротила, гексогена и октогена нитроглицерин редко встречается в почвах, и исследования по этому соединению в почвах малочисленны. Все перечисленные выше вещества не сорбируются в почве и не улетучиваются, что приводит к их миграции в биосфере [52-54].

БОВ представляют собой очень токсичные соединения, используемые для убийства, нанесения тяжелых травм или выведения из строя людей. Основными БОВ являются нервно-паралитические и кожно-нарывные вещества. В группе нервнопаралитических веществ выделяют две подгруппы: G-агенты (производные фосфорорганических эфиров фосфора) и V-агенты (химический состав которых такой же, как у G-агентов, но в них также содержится сера). V-агенты обладают низкой летучестью, медленнее распространяются и поэтому более устойчивы в окружающей среде [55]. Процесс

гидролиза часто рассматривается как основной путь разложения БОВ. Промежуточные продукты гидролиза могут быть более устойчивыми и более токсичными [56,57].

1.3.2. Природоохранные технологии, применимые для рекультивации загрязненных военных объектов

Существующие методы рекультивации почв могут применяться как *in situ*, так и *ex situ*, и могут включать различные биологические, физико-химические и термические процессы. Биотехнологические методы обычно дешевле по сравнению с другими методами очистки. Почва при этом сохраняет многие из своих ключевых функций [58].

Фосфорорганические соединения (в том числе ПФАС) имеют в своей структуре прочные C≡F – связи, поэтому они почти не поддаются биодеградации [51], но могут поглощаться растениями в процессе фиторемедиации [59,60]. Ферменты, разлагающие фосфорорганические соединения, были изучены благодаря их способности разрушать нервно-паралитические вещества, такие как табун [61] и зарин [62]. Биодеградация сернистого иприта микроорганизмами считается все более реальной, хотя требуются дальнейшие разработки для повышения солибилизации застарелых форм этого агента в загрязненных почвах с целью облегчения его микробной трансформации в безвредные продукты [63]. Было показано, что галоалкандегалогеназа DhaA на поверхности спор *Bacillus subtilis* способна разлагать сернистый иприт [64]. Изучалось также возможное участие микроорганизмов в высвобождении растворимых мышьяковистых соединений из арсенаторганических веществ [65]. В 2013 г. Лоренц с соавт. [66] исследовали способность *Pseudomonas fluorescens*, сконструированной для экспрессии цитохрома P450 Xp1A, разлагать гексоген в ризосфере.

Для стимулирования жизнедеятельности микроорганизмов в почву могут вноситься различные почвенные добавки, например, органические отходы. Компостирование также может быть использовано при биоремедиации участков, загрязненных в результате военной деятельности.

Деградацию военных энергетических веществ в загрязненной почве в процессе биоремедиации также исследовали с целью определения подходящих условий для их биодеградации [67,68]. Показано [67], что повышение активности анаэробных микроорганизмов тесно связано с исчезновением гексогена из почвы при внесении побочного глицерина (отход производства биодизеля) на территории бывшего военного полигона. Для удаления тротила из почвы был использован сульфатредуцирующий консорциум [69]. В другом исследовании скорость деградации гексогена определялась после внесения биодобавки – штамма *Gordonia* sp. KTR9, для оценки эффективности биостимуляции в загрязненном гексогеном водоносном горизонте на бывшем военном объекте [70].

Фиторемедиация является благоприятным методом для удаления гидрофильных органических соединений [71]. Для фиторемедиации почвы с ТНТ использовали такие растения, как ежовник обыкновенный (*Echinochloa crus galli*), подсолнечник однолетний (*Helianthus annuus*), канатник Теофраста (*Abutilon avicennae*), ветиверия цицаниевидная (*Vetiveria zizanioides*) [72] и тростник южный (*Phragmites australis*) [69], для гексогена и октогена – гвинейскую траву (*Panicum maximum*) [73,74]. Некоторые трансгенные растения экспрессировали нитроредуктазу и демонстрировали значительное увеличение способности поглощать и детоксицировать тротил [75]. Райлотт с соавт. [76] разработали устойчивые к ТНТ растения арабидопсиса (*Arabidopsis*) для биодеградации гексогена. Для уничтожения гексогена в почве было использовано просо прутьевидное (*Panicum virgatum*) [77]. Клен платановидный (*Acer pseudoplatanus*) – еще одно растение, которое было оценено для фиторемедиации почв, загрязненных взрывчатыми веществами [78].

Результаты лабораторного эксперимента показали эффективное удаление дифениларсиновой кислоты – гидролитического или окислительного органического продукта отравляющих средств и восстановление экологических функций почвы при использовании папоротника птериса ленточного (*Pteris vittata*) и бактерии-симбионта *Phyllobacterium myrsinacearum* [79]. В полевом исследовании на пожарном полигоне в аэропорту Стокгольм-Арланда (Швеция) смешанные посадки серебристой березы и норвежской ели [59,60] показали хороший результат при очистке почвы от ПФАС.

1.4. Очистка почв и почвогрунтов от загрязнения пестицидами

Применение пестицидов связано с ростом мирового спроса на продукты питания и вопросами продовольственной безопасности [80]. За последние 30 лет применение пестицидов на 1 га почвы возросло почти в 2 раза [81].

Пестициды наряду с ПАУ и тяжелыми металлами являются распространенными загрязнителями окружающей среды, обладают высокой биологической стабильностью и представляют серьезную опасность для здоровья человека и животных [82,80,83]. Пестициды не только могут быть причиной нейротоксичности, онкологических заболеваний, но и приводить к смерти [84-86].

Полное удаление пестицидов из почв и почвогрунтов является трудоемкой задачей, поскольку физические и химические методы ремедиации провоцируют появление вторичных загрязнителей и дороги [87]. Поэтому разработка и применение биологических методов очистки загрязненных пестицидами почв весьма актуальны.

1.4.1 Биоремедиация почв с участием микроорганизмов

Микроорганизмы способны полностью разрушать (деградировать) или частично трансформировать пестициды в нетоксичные метаболиты [88,89]. Использование микроорганизмов для очистки почв от пестицидов является доминирующим методом ремедиации. Бактерии родов *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Actinobacter*, *Acinetobacter*, *Burkholderia*, *Klebsiella*, *Ochrobactrum*, *Rhodococcus*, *Stenotrophomonas*, *Sphingomonas*, *Novosphingobium*, *Streptomyces* и *Achromobacter* известны своей способностью разрушать пестициды как в составе консорциумов, так и при индивидуальном использовании [90-93]. Среди грибов эта способность отмечена для *Phanerochaete*, *Penicillium*, *Aspergillus*, *Ganoderma*, *Trametes versicolor*, *Cunninghamella* и др. [94-98]. Микроводоросли и цианобактерии могут использовать пестициды в качестве единственного источника углерода [99-101]. Способность к фотоавтотрофии и азотфиксации дает им преимущество перед другими микроорганизмами. Для микроводорослей *Spirulina*, *Anabaena*, *Arthrospira*, *Nostoc*, *Phormidium* и др. показана возможность окислять различные хлорорганические и фосфорорганические пестициды [102]. В настоящее время используют не только консорциумы на основе какой-либо одной группы микроорганизмов (бактерии, микроводоросли или грибы), но и консорциумы, представленные смешанными группами [103,101].

Из *Agrobacterium radiobacter* выделили фосфорорганическую гидролазу OpdA, которая является одним из наиболее эффективных ферментов, разлагающих фосфорорганические соединения [104]. Позднее были проведены успешные полевые испытания OpdA [105] в качестве коммерческого продукта LandGuard™ австралийской компании Orica Watercare [106].

При культивировании в биореакторе штамма *Pseudomonas* sp. S2 была получена внеклеточная лакказа S2LAC, способная к деградации фосфорорганических пестицидов (дихлорофос, хлорпирифос, монокротофос и профеновос) [107]. Еще одна внеклеточная лакказа из гриба *Trametes versicolor* в сочетании с различными медиаторами показала активность в отношении изопротурона, метаболитов процимедона, глифосата [108-110].

Немаловажным фактором, влияющим на разложение пестицида в природных условиях, является его молекулярная структура. Добавление некоторых групп/боковых цепей к молекуле пестицида может, как усиливать механизм расщепления кольца, так и делать субстрат более устойчивым к биодеградации [111].

Для стимуляции биоремедиации в загрязненный участок можно добавлять азот, фосфор, микроэлементы, вторичные источники углерода и другие соединения, изменять pH почвы. Показано увеличение потребления ДДТ (1,1,1-трихлор-2,2-бис(п-хлорфенил)этан) и его основных метаболитов с 23% в контроле (без ко-субстрата) до 67% при добавлении следовых количеств фенола, гексана или толуола [112]. Добавление лактата и/или антрахинон-2,6-дисульфата в качестве доноров электронов приводило к ускорению трансформации пентахлорфенола (ПХФ) в почвах, богатых железом. Электрохимические исследования подтвердили высокий восстановительный потенциал и большое количество электронов, генерируемых в условиях биостимуляции, которые и были

ответственны за более высокие скорости трансформации ПХФ; показано увеличение количества дехлорирующих и железовосстанавливающих бактерий [113].

Один из способов повысить биодоступность пестицидов и ускорить процесс биоремедиации – это использование биосурфактантов и микроорганизмов – продуцентов биоПАВ [114,115]. Биосурфактанты уменьшают площадь поверхности и межфазное натяжение несмешивающихся жидкостей и повышают растворимость и сорбцию гидрофобных пестицидов.

Биоаугментацию применили при обработке бактериальной культурой *Gulosibacter molinativorax* рисовых полей, загрязненных тиокарбаматным пестицидом молинатом [116]: структура бактериального сообщества почвы при этом не изменилась. Биоаугментация загрязненных инсектицидом фенпропатрином почв штаммом *Bacillus* sp. DG-02 значительно увеличила скорость деградации фенпропатрина, а также сократила период его полураспада в почвах [117]. Инокуляция почвы, загрязненной гербицидом 2,4-дихлорфеноксиуксусной кислотой (200 мг/кг) штаммом *Novosphingobium* sp. DY4 за 3-4 и 5-7 дней привела к снижению концентрации этого поллютанта на 50% и 95%, соответственно [118]. Значительных изменений в структуре микробного сообщества замечено не было.

Штамм гриба *Aspergillus terreus* JAS1 полностью разлагал хлорпирифос в концентрации 300 мг/кг почвы и его основной метаболит 3,5,6-трихлор-2-пиридиол за 24 и 48 часов соответственно [119]. В некоторых случаях биоаугментация применяется совместно с биостимуляцией. Так при очистке почвы, загрязненной гербицидом атразином почву инокулировали штаммом *Pseudomonas* sp. ADP, а для биостимуляции добавляли цитрат и сукцинат [120]. Штаммы *Aspergillus oryzae* и *Trichoderma longibrachiatum* усиливали деградацию эндосульфана и имидоклоприда (до 99%) в почвах, обогащенных навозом [121,122].

1.4.2 Фиторемедиация

Этот подход сочетает использование растений и ассоциированных с ними микроорганизмов для очистки почв. Пестициды через клеточные мембраны попадают из почвы в растения [123] и могут подвергаться эвапотранспирации, фитодеградации, фитоэкстракции или ризодеградации [124]. Высоким объемом транспирации (движение воды через растение и её испарение через наружные органы растения), большой надземной биомассой и составом корневых выделений объясняют успешную транслокацию и биоаккумуляцию ДДТ и его метаболитов тыквой *Cucurbita pepo* [125]. Еще одним кандидатом для очищения почв от ДДТ являются томаты [126]. Подсолнечник обладает наибольшей способностью к фитоэкстракции хлорорганического пестицида эндосульфана по сравнению с томатами, соей или люцерной [127]. Хорошим выбором могут быть естественно растущие на загрязненной пестицидами территории виды растений.

Скорость накопления хлорорганических пестицидов является специфической характеристикой видов растений и зависит от степени загрязнения почвы [128]. Способность аккумулировать хлорорганические пестициды была продемонстрирована на примере эндосульфана и двух злаковых растений – ветиверии цицаниевидной (*Vetiveria zizanioides*) и наперстянки длинной (*Digitaria longiflora*) [129].

Ризоремедиация продемонстрирована на примере стимулирующего действия ризосферы озимой пшеницы на штамм-деструктор пентахлорфенола *Sphingomonas chlorophenolica* [130]; а также при детоксикации загрязненных циперметрином почв травянистым многолетним растением *Pennisetum pedicellatum* [131].

1.4.3 Вермиремедиация

Проведенные в почвенных микрокосмах исследования показали, что добавление дождевых червей приводило к образованию неэкстрагируемых остатков атразина, более глубокому и неоднородному распределению атразина в почве, способствовали сорбции атразина, что в свою очередь увеличивало стойкость атразина [132]. Дождевые черви (*Lumbricus terrestris* и *Aporrectodea caliginosa*) значительно влияли на структуру бактериальных сообществ, загрязненных атразином почв, и уменьшали численность инокулированной популяции *Pseudomonas* sp. ADP – штамма, разлагающего атразин [133]. Тем не менее, в литературе имеются примеры положительного влияния

дождевых червей на очистку почв от пентахлорфенола за счет увеличения микробной биомассы и её активности [134-136].

2. Очистка водных сред

2.1 Очистка сточных вод

Любая деятельность с использованием воды, бытовая, сельскохозяйственная или промышленная, приводит к образованию сточных вод, загрязненных различными химическими веществами, которые могут быть токсичными [137,138].

В традиционных технологиях для первичной очистки сточных вод используют механические, физические, физико-химические, химические методы [137]. Перед сбросом в окружающую среду или перед повторным использованием предварительно очищенные сточные воды должны пройти вторичную очистку с использованием наиболее подходящих биологических, физических или химических методов. Вторичная очистка удаляет большую часть остаточных загрязнителей, присутствующих в сточных водах, при этом некоторые растворенные питательные вещества, такие как азот и фосфор, могут оставаться.

Обычно источники загрязнения разделяют на точечные и неточечные. К точечным источникам относятся сбросы муниципальных и промышленных сточных вод, в то время как сельское хозяйство (рассматриваемое как поверхностный возвратный сток от орошения), ливневые и другие стоки и относятся к неточечным источникам. Бытовые сточные воды содержат разлагающуюся пищу, моющие средства, продукты выделения, а также болезнетворные микроорганизмы. Сточные воды предприятий химической и фармацевтической промышленности обычно содержат опасные вещества, которые необходимо инактивировать и утилизировать. Стоки сельского хозяйства, содержащие органические вещества, антибиотики, пестициды, также нуждаются в очистке и переработке.

Для утилизации органических веществ, присутствующих в сточных водах, таких как моющие средства, отходы жизнедеятельности человека, масла и пищевые продукты используются различные биологические процессы. Микроорганизмы способны перерабатывать органические вещества, содержащиеся в сточных водах. Обычно выделяют три категории процессов биологической очистки: аэробная, анаэробная и процесс компостирования. В зависимости от характера роста или структурной организации микробного сообщества биологические процессы подразделяются на две группы: рост во взвешенном состоянии (суспензии), когда микробные клетки растут в планктонной форме в большом объеме жидкой среды и рост в прикрепленном состоянии в виде биопленок [138].

Последние достижения в технологиях очистки городских и промышленных сточных вод включают несколько инновационных подходов, направленных на повышение эффективности и экологической устойчивости [139].

1. Мембранные биореакторы сочетают биологическую очистку с мембранной фильтрацией, что позволяет эффективно разделять твердые частицы и жидкость и удалять патогены. Мембранные биореакторы производят высококачественные сточные воды, пригодные для повторного использования.

2. Процессы усовершенствованного окисления используют мощные окислители (например, озон или перекись водорода) для расщепления органических загрязнителей в промышленных сточных водах, включая трудно поддающиеся очистке вещества. Эта технология эффективна для удаления токсичных соединений и улучшения качества сточных вод.

3. Искусственные водно-болотные угодья имитируют экосистемы водно-болотных угодий для фильтрации загрязняющих веществ с помощью биологических и физических процессов, обеспечивая экономически эффективное решение для городских сточных вод.

4. Биоремедиацию все чаще применяют при очистке сточных вод нефтеперерабатывающих заводов для удаления углеводородов и тяжелых металлов.

5. При электрокоагуляции используют электрические токи для очистки сточных вод, эффективно удаляя взвешенные твердые частицы и загрязняющие вещества, что делает ее пригодной как для муниципального, так и для промышленного применения.

Эти технологии не только повышают эффективность очистки, но и способствуют восстановлению водных ресурсов и достижению целей устойчивого развития.

2.2. Очистка природных водоемов

Недавние достижения в области биоремедиации загрязненных водоемов включают использование инновационных методов с использованием микроорганизмов и растений и биоинженерных подходов. Перспективным подходом является применение биочара – богатого углеродом материала, полученного из органических отходов, который может улучшать качество воды, адсорбируя загрязнители и обеспечивая среду обитания для полезных микробов [140]. Метод биodeградации стойких органических загрязнителей с использованием микроводорослей по оценкам [141] является перспективным решением для очистки водоемов. Достижения в области метагеномики и синтетической биологии позволяют лучше понимать микробные сообщества и адаптировать стратегии биоремедиации к конкретным сценариям загрязнения. Также учёные изучают использование нанотехнологий для доставки питательных веществ и добавок, которые повышают микробную активность в загрязненных средах [142]. Эти разработки имеют большой потенциал для более эффективных и устойчивых методов восстановления загрязненных водных экосистем.

2.2.1 Очистка и восстановление водохранилищ

По сравнению с другими технологиями методы биорекультивации поверхностных вод не являются инвазивными и не нарушают взаимосвязи трофической сети водных экосистем [143]. В большинстве случаев микробиологическая биорекультивация способна достаточно быстро и эффективно восстановить качество воды в загрязненных и эвтрофированных водохранилищах. Микроорганизмы в составе биопрепаратов также успешно используют в процессе минерализации илов. Для поддержания эффекта после микробиологической обработки в водоем высаживают погруженные и плавающие макрофиты в так называемых экотонах [144]. Микроводоросли являются начальным звеном в пищевых цепочках водоемов, макрофиты продуцируют кислород, создают благоприятные физико-химические условия и экониши для обитания остальных гидробионтов; могут служить пищей для многих животных, обитающих в водоемах. Растения, произрастающие по берегам водоемов, укрепляют береговую линию, препятствуют взмучиванию донных отложений и как следствие, обеспечивают снижение мутности воды и поступление солнечного света [144].

Одно из первых исследований эвтрофного водохранилища, дающих представление об эффективности использования эффективных микроорганизмов (*Lactobacillus*, *Bifidobacterium*, *Pediococcus*, *Lactococcus*, *Streptococcus*, *Rhodopseudomonas*, *Aspergillus*, *Mucor*, *Streptomyces*) в улучшении качества воды (за счёт снижения количества гетеротрофных бактерий, колиформных бактерий, энтерококков, *Salmonella* spp.), известно для водохранилища Турава на реке Мала Панев в Польше (2019–2021 гг.). Применение биопрепаратов серии ProBio улучшило трофический статус водохранилища на ~8% [145].

Интересный подход регулирования трофической цепи «рыбы – двустворчатые моллюски – фитопланктон - микроорганизмы» за счёт контролируемого лова рыбы был предложен китайскими исследователями [146] и успешно применён на водохранилищах Сяояньшан и Шицишан на реке Янцзы.

2.2.2 Восстановление загрязненной речной воды

Загрязнение рек может являться источником распространения болезней, передающихся через воду, а также быть причиной неприятного запаха и загрязнения воздуха [147].

Источниками отходов являются промышленное производство, сточные воды, свалки, торговые рынки, рестораны, сельское хозяйство. Агрохимикаты (удобрения, пестициды, гербициды и т.д.), используемые в сельскохозяйственной деятельности, загрязняют речную воду различными химическими веществами, включая нитраты и фосфаты. Ливневые стоки являются еще одним основным маршрутом переноса загрязнений, по которому в речную воду попадают очищенные и неочищенные сточные воды, промышленные отходы, нефтепродукты, гидрохимикаты и дорожная пыль.

Загрязненная речная вода может быть восстановлена либо путем очистки воды *in situ*, либо путем ограничения и контроля загрязнения в месте источника загрязнения. Для очистки речной воды от различных типов загрязнителя не существует универсального эффективного метода. Поэтому для восстановления чистоты речной воды требуются комплексные технологии и гибридные методы.

Описано несколько технологий биологической и экологической очистки, таких как микробная биоремедиация, использование биопленок, контактное окисление, технология с использованием мембранных биореакторов, экологические пруды, очистка с использованием растений, экологические плавучие маты и искусственные водно-болотные угодья.

In situ используют главным образом метаболическую активность растений и микроорганизмов для поглощения, накопления или разложения загрязняющих веществ в воде. Благодаря аэрации увеличиваются разнообразие и обилие микробных сообществ, которые разлагают органические соединения в речной воде. Защита берегов рек с использованием габионов, водных и почвенных растений-макрофитов может улучшить биоразнообразие прибрежных сообществ и процесс восстановления экосистем.

Водные растения, включая микроводоросли и высшие растения, демонстрируют высокий потенциал для очистки речной воды. Посадка на берегу устойчивых к загрязнителям растений может способствовать очистке речной воды путем поглощения, адсорбции, накопления и разложения загрязняющих веществ либо на берегу реки, либо в месте сброса сточных/ливневых вод [147].

Осадебе с соавт. [142] исследовали удаление нефтепродуктов из речной воды с использованием композитов на основе наночастиц оксида железа, нанесенных на биоуголь с иммобилизованными бактериями-деструкторами и моноаммонийфосфатом при загрязнении 10% об./об. Обработка сложным комплексом перечисленных компонентов стимулировала наиболее полное и быстрое удаление углеводов по сравнению с использованием отдельных компонентов.

2.2.3 Восстановление искусственно созданных водно-болотных систем

Искусственно созданные водно-болотные угодья (ВБУ) из растений с корнями в осадочных породах сочетают физические и биогеохимические процессы для эффективного удаления загрязняющих воду веществ и восстановления естественной речной экосистемы, имеют низкие эксплуатационные расходы, простоту обслуживания, отсутствие вторичного загрязнения, экономические и экологические выгоды и высокую эффективность. Однако они требуют большой площади, имеют низкую гидравлическую нагрузку и неустойчивы к высокой скорости поступления загрязняющих веществ; также на эффективность ВБУ влияют сезонная гибель и болезни растений [148].

Плавучие очистные сооружения – естественные или искусственные – сочетают свойства естественных прудов и гидропонной растительности. Корни растений, погруженные в толщу воды, не только действуют как естественный фильтр для удаления загрязняющих веществ, но и обеспечивают площадь поверхности для усиленного роста микроорганизмов и образования биопленок. Эндوفитные организмы, локализованные в корневых системах, в плавающих матах вносят существенный вклад в борьбу с водными загрязнителями. Декомпозиция, адсорбция, денитрификация, корневое улавливание и осаждение, а также ассимиляция являются ключевыми процессами, участвующими в очищении воды от патогенов, органических веществ, токсических металлов и органических соединений [149-151].

Использование искусственных водно-болотных угодий имеет некоторые ограничения из-за засорения фильтрующего слоя субстрата и требования большой площади покрытия. Напротив, экологические плавучие маты становятся популярными для очистки речной воды благодаря своей экономичности, эффективности удаления загрязнений и мобильности. Они могут обеспечить места обитания птицам и рыбам, препятствуют росту фитопланктона и защищают берег от эрозии.

Возможность очистки речной воды была оценена с применением гидропонной системы с плавающими матами с водяным шпинатом (*Ipomoea aquatica*) и клейким рисом (*Semnostachya menglaensis*): при этом в воде существенно снижалась концентрация общего количества азота и фосфора [152], увеличилась прозрачность, и улучшилось качество воды в реке. Описан плавающий мат на основе вспененного полиэтилена [153] для культивирования различных высших растений,

способных удалять загрязнения из речной воды. Сочетание растения канны индийской (*Canna indica*) с плавающим субстратом эффективно очищало воду от биогенных веществ [154].

Применение сложных инженерных систем (сооружения для отделения биомассы водорослей, плавучие маты с цветковыми растениями на поверхности, погружённые в воду площадки с подводными растениями и придонные покрытия с микроорганизмами) продемонстрировало эффективное удаление биогенных веществ и тяжёлых металлов и повышение прозрачности воды [155].

Комбинация рогоза доминиканского (*Typha domingensis*) и ломоноса бурого (*Clematis fusca*) с проникающими в их корни эндوفитами обеспечивает превосходную очистку речной воды от бытовых и промышленных стоков, при этом значительно сокращая как химическое потребление кислорода (ХПК), так и биологическое потребление кислорода (БПК) – на 87% за четыре дня [156].

Элодея Нутталля (*Elodea nuttallii*) способна разделять нитратный и аммонийный азот на фракции, которые затем или оседают в донных отложениях, или поглощаются самим растением [157,153]; при этом более активно усваивается аммонийная форма азота. Такая селективность предотвращает водорослевое «цветение» воды.

Факторы, влияющие на эксплуатационные характеристики плавучих матов

Плавучие экосистемы не зависят от изменения уровня воды, волнения и наводнения. Тем не менее, эффективная очистка речной воды с использованием плавучих матов зависит от множества параметров, главным образом, от подбора соответствующих растений. Канна садовая (*Canna indica*) превосходит по своим очищающим способностям такие виды, как аир обыкновенный (*Acorus calamus*) и другие гидробионты [158].

Производительность таких систем зависит от микроорганизмов – симбионтов растений: α - и β -протеобактерий [159]. Температура, сезонные изменения, продолжительность контакта загрязнённой воды с плавучей системой и концентрация примесей также значимы для функционирования этих биоочистительных систем [160].

Восстановление речных экосистем с помощью водных животных

Фауна – незаменимый инструмент повышения качества водных ресурсов. Так, моллюски, толстолобики и карпы отфильтровывают загрязнители, снижая количество органических веществ и водорослей. Иногда эффективность рыб-фильтраторов, как в случае с толстолобиками, низка из-за токсичности водорослей и антропогенных загрязнителей.

Применение микробных агентов для очистки водных систем

Использование микроорганизмов для очистки загрязнённых водоёмов может обеспечить увеличение уровня растворённого кислорода до 5,0 мг/л [161], умеренное удаление аммиачного азота ($\text{NH}_3\text{-N}$), снижает ХПК и содержание общего фосфора, а также заметно улучшает цветность речной воды. Микробные технологии просты и потенциально устойчивы при долговременном применении. Применение нитробактерий вместе с гуминовыми кислотами эффективно для удаления общего азота и фосфора, аммонийного азота ($\text{NH}_4\text{-N}$), снижает ХПК и мутность воды в загрязнённых водоёмах [162-164].

Использование фотосинтезирующих бактерий в сочетании с микроводорослями стимулирует активное разложение органических компонентов, снижая на 70% значения ХПК и БПК. Важную роль в данном процессе играет наличие аэрации и использование различных носителей, в том числе водных матов.

Биопленочные реакторы

В последнее время достигнут значительный успех в применении биопленочных реакторов с использованием биомембран, непосредственно закрепленных на субстратах различного происхождения, в том числе на дне рек. При этом аэрация обеспечивает устранение органических и неорганических загрязнений благодаря адсорбции, деструкции и фильтрации. Стабильность структуры и очищающая мощность биопленок напрямую коррелируют с такими параметрами, как

гидравлическая нагрузка, скорость потока воды, температурный режим и материал для биомембран [165].

Ван с соавт. [166] разработали комбинированную технологию с использованием аэраторов, биопленок и специализированных бактерий для снижения ХПК, БПК, содержания общего азота и фосфора, твёрдых веществ в речной воде. Для этих же целей и увеличения прозрачности загрязненной воды было разработано еще несколько различных технологий с применением биокерамического носителя [167], биологической фильтрующей среды, композитной упаковки из гальки и цеолита для образования биопленок, биокорда (субстрата для микроорганизмов) и рециркуляционного песчаного фильтра [158]. Использование нитевидного бамбука в качестве носителя биопленки продемонстрировало значительный потенциал для очистки загрязненной речной воды [168].

3. Очистка воздуха

3.1 Очистка воздуха в жилых помещениях

К основным загрязнителям городского воздуха относятся различные газы (например, углекислый газ, диоксид серы, оксид и диоксид азота), тяжелые металлы, ПАУ, твердые пылевые частицы (PM) (например, PM_{2.5}, PM₁₀) [169,170]. Последние сами по себе представляют сложную смесь абиотических и биотических частиц (микроорганизмы и микрочастицы биологического происхождения) [171]. Твердые частицы могут вызывать респираторные, сердечно-сосудистые, онкологические заболевания [172,173].

Рост урбанизации привел к тому, что горожане проводят до 90% времени в помещениях [174], поэтому качество внутренней среды стало проблемой здравоохранения во всем мире [175]. Уровень загрязнений воздуха внутри помещений может быть выше, чем на улице, поскольку воздух помещений дополнительно загрязняют летучие органические соединения (из мебели, красок, растворителей, элементов отделки), углекислый газ (дыхание человека и горение газа), и твердые частицы различных размеров [176,177].

Разработки биотехнологических систем для улучшения качества воздуха в помещении начались благодаря космическим исследованиям [178]. Предполагалось, что растения будут удалять загрязняющие вещества (летучие органические соединения – ЛОС) либо поглощая их через устьица, либо путем абсорбции и адсорбции на поверхности растений [179,180]. Был выявлен потенциал эпифитной, эндофитной и ризосферной микробиот в удалении ЛОС [181-183]. Наиболее исследованным способом является так называемая пассивная биофильтрация – использование горшечных комнатных растений для очистки воздуха в помещениях [184]. По сравнению с орошаемыми биофильтрами она дешева и не требует сложных технических решений [185]. Использование определенного вида растения зависит от типа загрязняющего вещества [186]. Одним из видов растений, имеющим широкое применение, является хлорофитум хохлатый (*Chlorophytum comosum*) [187]. Также известна роль мирной лилии (*Spathiphyllum wallisii* «Verdi»), драцены душистой (*Dracaena fragrans* «Golden Coast») и zamiокулькаса (*Zamioculcas zamiifoli*) в удалении диоксида азота [188]. «Зеленые стены» (биостены) с различными видами растений для каждого вида загрязнителя могут одновременно удалять смесь различных загрязняющих веществ с меньшими требованиями к пространству [189].

В качестве гидропонного субстрата для комнатных растений применяют активированный уголь [190]. Сю с соавт. [191] выращивали хлорофитум хохлатый (*Chlorophytum comosum*) в колонке с инертными субстратами и компостом для удаления высоких концентраций формальдегида.

Для удаления загрязняющих веществ из воздуха в помещении, в том числе и CO₂, используют микроводоросли, которые можно выращивать в биореакторах [192]. Разработана технология очистки воздуха от ультрамелких твердых частиц (PM_{2.5}) с использованием хлореллы обыкновенной (*Chlorella pyrenoidosa*), иммобилизованной на хлопчатобумажном полотне [193]. Такая методика позволяет увеличить плотность клеток, что снижает объём биофильтра и упрощает замену биопленки.

3.2. Перспективы применения микроорганизмов для сокращения объёмов газовых выбросов промышленных предприятий и станций по выработке тепла и электроэнергии

Загрязнение воздуха является причиной подкисления водных масс, эвтрофикации водоёмов и образования городского смога, которые наносят ущерб природным экосистемам, здоровью людей и приводят к экономическим потерям. Несомненно, нормативы, предъявляемые к воздушным выбросам, будут ужесточаться [194].

ВОЗ представила список из шести поллютантов, которые известны как типичные загрязнители воздуха в промышленно развитых странах: оксиды азота (NO_x), диоксид серы (SO₂), монооксид углерода (CO), углекислый газ (CO₂) и взвешенные твердые частицы [195]. Кроме так называемых «дымовых газов» (CO, CO₂, SO_x, NO_x), при промышленном производстве основными загрязнителями воздуха являются продукты сжигания углеводородов, неорганический хлор и сами углеводороды. Большое количество летучих органических соединений, бенз[а]пирена выбрасывается при производстве асфальта [196].

Применяемые в настоящее время процессы и технологии очистки дымовых газов энергозатратны, довольно дороги и экологически небезопасны.

В настоящее время в странах с развитой экономикой наблюдается значительное снижение общего объема выбросов NO_x, PM_{2.5}, SO_x и CO. С другой стороны, в странах с низким и средним уровнем дохода отмечается экспоненциальный рост выбросов, особенно в тех из них, которые находятся в процессе ускорения индустриализации, таких как Китай, Индия и другие страны Юго-Восточной Азии [194].

Микроорганизмы, применяемые для очистки газовых выбросов, требуют обеспечения необходимыми питательными веществами, растворёнными в воде. Такая питательная среда предварительно используется для орошения газового потока. Также следует предусмотреть регенерацию используемой воды и возврат ее в цикл очистки воздушных выбросов, а также необходимость удаления излишней биомассы, образующей биопленки.

Как известно, микроорганизмы способны жить и активно утилизировать загрязнители в достаточно узком диапазоне относительно низких температур: от 20° до 70-100°C, причем для конкретного микроорганизма величина диапазона сужается до Δ20°C, а иногда и меньше. Таким образом, очевидна необходимость охлаждения дымовых газов, имеющих высокую температуру, и терморегуляция установок для обезвреживания загрязнителей – биофильтров – во избежание гибели микроорганизмов.

При создании систем биофильтрации газовых выбросов необходимо использование орошения для растворения газа или смеси газов в воде с тем, чтобы микроорганизмы получили возможность для их биохимического преобразования. Газовый поток, содержащий загрязнения, контактирует с водной фазой, при этом поллютант поглощается и разрушается микроорганизмами [197]. Возможна многостадийная очистка воздушных выбросов, содержащих многокомпонентную смесь, например, фенола и формальдегида, путем последовательного пропускания газа через растворы абсорбентов, содержащих различные культуры микроорганизмов [198].

Успешное использование обычного биофильтра показано при утилизации неорганических соединений, таких как сероводород [199], аммиак [200], а также и органических соединений: амины [201], метилсульфиды [199, 201], меркаптаны [201], дисульфид углерода [199], кетоны и хлороформ [201], ароматические соединения группы БТЭК (бензол, толуол, этилбензол, ксилолы [199, 201], альдегиды [202]), в том числе смеси летучих органических веществ и др [203].

Разработаны капельные биофильтры, в которых осуществляется микробная деградация дисульфида углерода и сероводорода [204], винилхлорида [205], метилсульфидов [199], четыреххлористого углерода [205], летучих органических веществ (хлорсодержащие соединения) [204], стирола [206], углеводородов группы БТЭК [205,207], некоторых других соединений [208].

С целью повышения абсорбции газовых и загрязняющих частиц в очищающей жидкости рядом авторов предлагается способ, включающий стадии контакта загрязненного газового потока в противотоке со струей, содержащей микроорганизмы [198,209].

В химической промышленности изменение концентрации загрязняющих веществ и состава отработанного воздуха делают биофильтрацию сложной технологией. В качестве возможного решения разработана и реализована согласованная схема, включающая циклический двухпроцессный (адсорбция/десорбция) блок и струйный рециркуляционный воздушный биофильтр [210].

Технология с использованием микроводорослей [211] позволяет получать биомассу микроводорослей до 742 мг л^{-1} , улавливать до 80% CO_2 , и разлагать летучие ароматические соединения.

Назаровой с соавт. [212] определены источники летучих ароматических соединений кондитерского производства, вносящие наибольший вклад в загрязнение атмосферы терпенами и бензальдегидом; подобраны штаммы микроорганизмов, способные трансформировать ароматические соединения в процессе биотехнологической очистки воздуха, рассмотрены конструктивные и технологические особенности биотехнологических установок для очистки газовой смеси.

Разработана и проанализирована интегрированная гибридная модель «биомасса – солнце – природный газ» с использованием водорослей на предмет технико-экономической целесообразности в качестве подхода к снижению выбросов углерода и использованию солнечной энергии для производства электроэнергии и тепла на основе биогаза. Исследование показывает, что производительность и количество биомассы водорослей соответствуют в тепловом эквиваленте потребности в биогазе для системы подогрева сырой нефти, т.е. гибридная модель технически жизнеспособна [213].

4. Микропластик как загрязнитель окружающей среды

В современном мире постоянно растёт производство и применение синтетических материалов на основе пластмасс благодаря их прочности, низкой стоимости и лёгкости. Очень малый объём таких материалов подвергается утилизации или сжиганию – около 20% [214]. В окружающей среде большинство брошенного пластика деградирует до мелких частиц размером менее 5 мм в диаметре – это микропластик (МП). МП составляет доминирующую часть (около 90%) всех отходов пластика [215], при этом основными соединениями являются полистирол, полипропилен и полиэтилен.

МП представляет насущную экологическую угрозу, негативно воздействуя как на водные (реки, озёра, моря, океаны и т.д.), так и на наземные экосистемы [216]. Широкий диапазон представителей фауны, употребляя МП, страдает от ложного чувства насыщения, патологических стрессов, уменьшения темпа развития и репродуктивных нарушений [217,216]. Ввиду ингибирующего эффекта на различные жизненные формы и системы, поиски подходов и методик для уменьшения количества МП стали приоритетом [218].

МП пассивно обогащаются различными химическими примесями и адсорбируют металлы и устойчивые органические загрязнители, тем самым, формируя вредные конгломераты. Отмечено, что подобные конгломераты усиливают проблемы загрязнения окружающей среды, особенно в плане плодородия земли и состояния водных систем [219,220]; биогеохимический баланс в природных экосистемах оказывается на грани срыва.

В последние годы проведено множество исследований, посвящённых изучению распространения, судьбы, поведения, количества и воздействия МП [221]. Хотя МП может длительно сохраняться в окружающей среде, он может быть деградирован некоторыми микроорганизмами [222,223]. Так, штаммы микромицетов *Penicillium* spp. демонстрируют высокую степень деструкции полимерных материалов [224].

Использование микроорганизмов позволит усилить биодеградацию МП без вреда для окружающей среды [225-227]. В природных средах деградация МП представляет собой комплексный процесс, в котором сочетаются физико-химические и микробиологические факторы [228]. В настоящее время выделено мало активных штаммов-деструкторов МП. В отношении особенностей взаимодействия между микроорганизмами и МП и удаления МП ощущается явный недостаток знаний [229]. Следует отметить, что в настоящее время большинство работ проведены в лабораторных условиях, и появление коммерческих биотехнологий утилизации МП возможно только в будущем.

Заключение

Применение технологий биоремедиации, направленных на детоксикацию загрязнителей в почве, водной и воздушной средах, занимает центральное место в экологической биотехнологии. Микроорганизмы и ферменты, используемые в процессах биоремедиации, способствуют преобразованию токсичных элементов в неопасные соединения. Биоремедиация – экологически ответственный и устойчивый метод устранения загрязнений, вызванных индустриальными авариями, отходами и прочей антропогенной активностью. Благодаря этому биоремедиация приобретает все большее признание в государственных структурах и корпорациях как эффективное средство очищения экосистем, что способствует ее распространению и росту рыночного сегмента.

Ожидается, что по мере достижения целей устойчивого развития и уменьшения «экологического следа» спрос на «зелёные» биотехнологии будет только увеличиваться. Постоянное внимание к развитию высокоэффективных методов очистки воды, почвы и воздуха обещает значительные перспективы для расширения масштаба применения эковиотехнологических стратегий в обозримом будущем.

Финансирование

Работа выполнена в рамках реализации госзадания Министерства образования и науки РФ № FMRM-2022-0014.

Список литературы

1. Resolution adopted by the General Assembly on 6 July 2017, Work of the statistical commission pertaining to the 2030 agenda for sustainable development. Доступен по ссылке: <https://documents.un.org/doc/undoc/gen/n17/207/66/pdf/n1720766.pdf> (дата посещения 12.08.2024).
2. Хаустов А. П., Нормирование и снижение загрязнения окружающей среды: учебник для вузов / А. П. Хаустов, М. М. Редина. – 2–е изд., перераб. и доп. – Москва: Издательство Юрайт, 2021. – 387 с.
3. Wang Z. and Zhang J. S. Characterization and performance evaluation of a full-scale activated carbon-based dynamic botanical air filtration system for improving indoor air quality. *Build Environ.*, **46**, 758–768, (2011). DOI: 10.1016/j.buildenv.2010.10.008.
4. Varjani S. J. and Gnansounou E. Microbial dynamics in petroleum oilfields and their relationship with physiological properties of petroleum oil reservoirs. *Bioresour Technol.*, **245**, 1258–1265 (2017). DOI: 10.1016/j.biortech.2017.08.028.
5. Xu X., Liu W., Tian S., Wang W., Qi Q., Jiang P., Xinmei G., Li F., Haiyan L. and Yu H. Petroleum hydrocarbon-degrading bacteria for the remediation of oil pollution under aerobic conditions: a perspective analysis. *Front Microbiol.*, **9**, 2885 (2018). DOI: 10.3389/fmicb.2018.02885.
6. Ossai I. C., Hassan A. and Hamid F. S. Remediation of soil and water contaminated with petroleum hydrocarbon: a review. *Environ Technol Innov.*, **17** (1), 100526 (2020). DOI: 10.1016/j.eti.2019.100526.
7. Gouda A. H., El-Gendy A. S., Abd El-Razek T. M. and El-Kassas H. I. Evaluation of phytoremediation and bioremediation for sandy soil contaminated with petroleum hydrocarbons. *Int J Environ Sci Dev.*, **7** (7), 490–493 (2016). DOI: 10.18178/ijesd.2016.7.7.826.
8. Favas P., Pratas J., Varun M., D'Souza R. and Paul M.S. Phytoremediation of soil contaminated with metals and metalloids at mining areas: potential of native flora. In *Environmental risk assessment of soil contamination*, Ed. by M. C. Hernandez-Soriano (London, UK, IntechOpen, 2014), pp. 485-517. DOI: 10.5772/57469.
9. Kösesakal T., Ünal M., Kulen O., Memon A. and Yüksel B. Phytoremediation of petroleum hydrocarbons by using a freshwater fern species *Azolla filiculoides* Lam. *Int J Phytoremediation*, **18**(5), 467–476 (2015).
10. Muthusaravanan S., Sivarajasekar N., Vivek J. S., Paramasivan T., Naushad M., Prakashmaran J., Gayathri V. and Al-Duaij O. K. Phytoremediation of heavy metals: Mechanisms, methods and enhancements. *Environ Chem Letters*, **16**, 1339–1359 (2018). DOI: 10.1007/s10311-018-0762-3.
11. Trulli E., Morosini C., Rada E. C. and Torretta V. Remediation in situ of hydrocarbons by combined treatment in a contaminated alluvial soil due to an accidental spill of LNAPL. *Sustainability*, **8**, 1086 (2016). DOI: 10.3390/su8111086.

12. Shi Z., Liu J., Tang Z., Zhao Y. and Wang C. Vermiremediation of organically contaminated soils: concepts, current status, and future perspectives. *Appl Soil Ecology*, **147**, 103377 (2020). DOI: 10.1016/j.apsoil.2019.103377.
13. Kumar A., Tripti, Prasad M. N. V, Maiti S. K. and Favas P. J. C. Mycoremediation of mine site rehabilitation. In *Bio-Geotechnologies for Mine Site Rehabilitation*, Ed. by M. N. V. Prasad, P. J. de Campos Favas, S. K. Maiti (Elsevier, 2018), pp. 233–260. DOI: 10.1016/B978-0-12-812986-9.00014-2.
14. Barh A., Kumari B., Sharma S., Annepu S. K., Kumar A., Kamal S. and Sharma V. P. Chapter 1 – Muchroom mycoremediation: Kinetics and mechanism. In *Smart bioremediation technologies*, Ed. P. Bhatt (Elsevier Academic Press, 2019), pp. 1-22. DOI: 10.1016/B978-0-12-818307-6.00001-9.
15. Gani P., Sunar N. M., Matias-Peralta P., Latiff A. A., Parjo U. K. and Ab Razak A. R. Phycoremediation of wastewaters and potential hydrocarbon from microalgae: a review. *Adv Environ Biol.*, **9** (20), 1–8 (2015).
16. Abd-Razak S. B. and Sharip Z. The potential of phycoremediation in controlling eutrophication in tropical lake and reservoir: a review. *Desalin Water Treat* **180**, 164-175 (2020). DOI: 10.5004/dwt.2020.25078.
17. Subashchandrabose S. R., Ramakrishnan B., Megharaj M., Venkateswarlu K., Naidu and R. R. Mixotrophic cyanobacteria and microalgae as distinctive biological agents for organic pollutant degradation. *Environ Int.*, **51**, 59–72 (2013). DOI: 10.1016/j.envint.2012.10.007.
18. Fathi A. A., Azooz M. M. and Al-Fredan M. A. Phycoremediation and the potential of sustainable algal biofuel production using wastewater. *Am J Appl Sci.*, **10** (2), 189–194 (2013).
19. Dwivedi S. Bioremediation of heavy metals by algae: current and future perspective. *J Adv Lab Res Biol.*, **3** (3), 195–199 (2012).
20. Sinha S., Mehrotra T., Srivastava A., Srivastava A. and Singh R. Nanobioremediation technologies for potential application in environmental cleanup. In *Environmental Biotechnology*, Vol. 2, 2020; Ed. by K. M. Gothandam, S. R. N. Dasgupta, E. Lichtfouse (Switzerland, Cham, Springer Nature Switzerland AG, 2020), pp. 53-73. DOI: 10.1007/978-3-030-38196-7_3.
21. Kumari B. and Singh D. P. A review on multifaceted application of nanoparticles in the field of bioremediation of petroleum hydrocarbons. *Ecol Eng.*, **97** (5), 98–105 (2016). DOI: 10.1016/j.ecoleng.2016.08.006.
22. Koul B. and Taak P. *Biotechnological strategies for effective remediation of polluted soils*, (Singapore, Springer Singapore, 2018). pp. 197–220. DOI: 10.1007/978-981-13-2420-8.
23. Vogt C. and Richnow H. H. Bioremediation via in situ microbial degradation of organic pollutants. *Adv Biochem Eng Biotechnol.*, **142**, 123–146 (2014). DOI: 10.1007/10_2013_266.
24. Кутыин Н. Г. Экологические проблемы и безопасность топливно-энергетического комплекса России. *Безопасность труда в промышленности*, **12**, 4-7 (2008).
25. Gurav R., Lyu H., Ma J., Tang J., Liu Q. and Zhang H. Degradation of n-alkanes and PAHs from the heavy crude oil using salt-tolerant bacterial consortia and analysis of their catabolic genes. *Environ Sci Pollut Res.*, **24**, 11392–11403 (2017). DOI: 10.1007/s11356-017-8446-2.
26. Tang J., Lu X., Sun Q. and Zhu W. Aging effect of petroleum hydrocarbons in soil under different attenuation conditions. *Agric Ecosyst Environ.*, **149**, 109–117 (2012). DOI: 10.1016/j.agee.2011.12.020.
27. Zhou S, Peng S, Li Z., Zhang D., Zhu Y., Li X., Hong M., Li W. and Lu P. Characterization of microbial communities and functions in shale gas wastewaters and sludge: implications for pretreatment. *J Hazard Mater.*, **424** (Prt D), 127649 (2022). DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.127649.
28. Agamuthu P., Abioye P. O. and AbdulAziz A. R. Phytoremediation of soil contaminated with used lubricant oil using *Jatropha curcas*. *J Hazard Mater.*, **179**(1–3), 891–894 (2010). DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.03.088.
29. Cartmill A. D., Cartmill D. L., Alarcón A. Controlled release fertiliser increased phytoremediation of petroleum-contaminated sandy soil. *Int J Phytorem.*, **16**(3), 285–301 (2014) DOI: 10.1080/15226514.2013.773280.
30. Ingole N. W., Vinchurkar S. S. and Dharpal S. V. Adsorption of oil from wastewater by using human hairs. *J Environ Sci Comp Sci Eng Technol.*, **3** (1), 207–217 (2013).

31. Pagnucco R. and Philips M. L. Comparative effectiveness of natural by-products and synthetic sorbents in oil spill booms. *J Environ Manag.*, **225**, 10–16 (2018). DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.07.094.
32. Ukotije-Ikwut P. R., Idogun A. K., Iriakuma C. T., Aseminaso A. and Obomanu T. A novel method for adsorption using human hairs as a natural oil spill sorbent. *Int J Sci Eng Res.*, **7** (8), 1755–1765 (2016).
33. Flora G., Gupta D. and Tiwari A. Toxicity of lead: A review with recent updates. *Interdis Toxicol.*, **5** (2), 47–58 (2012). DOI: 10.2478/v10102-012-0009-2.
34. Hołtra A. and Zamorska-Wojdyła, D. The pollution indices of trace elements in soils and plants close to the copper and zinc smelting works in Poland's Lower Silesia. *Environ Sci Pollut Res.*, **27**, 16086–16099 (2020). DOI: 0.1007/s11356-020-08072-0.
35. Masindi V. and Muedi K.L. Environmental contamination by heavy metals. In *Heavy Metals*, Ed by H. El-Din M. Saleh and R. F. Aglan (IntechOpen, 2018), pp. 115–133. DOI: 10.5772/intechopen.76082.
36. Li W., Li Z. and Jennings A. Regulatory performance dataset constructed from U.S. soil jurisdictions based on the top 100 concerned pollutants. *Data in Brief*, **21**, 36–49 (2018). DOI: 10.1016/j.dib.2018.09.049.
37. Rahman Z. and Singh V. The relative impact of toxic heavy metals (THMs) (arsenic (As), cadmium (Cd), chromium (Cr)(VI), mercury (Hg), and lead (Pb)) on the total environment: an overview. *Environ Monit Asses.*, **191**, 419 (2019). DOI: 10.1007/s10661-019-7528-7.
38. Langley S. and Beveridge T. J. Effect of O-side-chain-lipopolysaccharide chemistry on metal binding. *Appl Environ Microbiol.*, **65**, 489–498 (1999). DOI: 10.1128/AEM.65.2.489-498.1999.
39. Zaccone C., Lobianco D., Raber G., D'Orazio V., Shotyk W., Miano T. M. and Francesconi K. Methylated arsenic species throughout a 4-m deep core from a free-floating peat island. *Sci Total Environ.*, **621**, 67–74 (2018). DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.11.152.
40. Laporte D., Valdes N., Gonzalez A., Sáez C. A., Zúñiga A., Navarrete A., Meneses C. and Moenne A. Copper-induced overexpression of genes encoding antioxidant system enzymes and metallothioneins involve the activation of CaMs, CDPKs and MEK1/2 in the marine alga *Ulva compressa*. *Aquat Toxicol.*, **177**, 433–440 (2016). DOI: 10.1016/j.aquatox.2016.06.017.
41. Lemire J., Mailloux R., Auger C., Whalen D. and Appanna V. D. *Pseudomonas fluorescens* orchestrates a fine metabolic-balancing act to counter aluminium toxicity. *Environ Microbiol.*, **12** (6), 1384–1390 (2010). DOI: 10.1111/j.1462-2920.2010.02200.x.
42. Jitendra M., Rachna S. and Arora N. K. Alleviation of heavy metal stress in plants and remediation of soil by rhizosphere microorganisms. *Front Microbiol.*, **8**, 1706–1712 (2017). DOI: 10.3389/fmicb.2017.01706.
43. Lemire J. A., Harrison J. J. and Turner R. J. Antimicrobial activity of metals: mechanisms, molecular targets and applications. *Nat Rev Microbiol.*, **11** (6), 371–384 (2013). DOI: 10.1038/nrmicro3028.
44. Wallis S. L., Emmett E. A., Hardy R., Casper B. B., Blanchon D. J., Testa J. R., Menges C. W., Gonneau C., Jerolmack D. J., Seiphoori A., Steinhorn G. and Berry T.-A. Challenging global waste management – bioremediation to detoxify asbestos. *Front Environ Sci.*, **8**, 20 (2020) DOI: 10.3389/fenvs.2020.00020.
45. Luus K. Asbestos: mining exposure, health effects and policy implications. *McGill J Medicine*, **10** (2), 121–126 (2007). DOI:10.26443/mjm.v10i2.453.
46. Choi J. K., Vigliaturo R., Gieré R. and Pérez-Rodríguez I. 2023. Microbe–mineral interactions between asbestos and thermophilic chemolithoautotrophic anaerobes. *Appl Environ Microbiol.*, **89**, e02048–22 (2023). DOI: 10.1128/aem.02048–22.
47. Broomandi P., Guney M., Kim J. R. and Karaca F. Soil contamination in areas impacted by military activities: a critical review. *Sustainability* **12**, 9002 (2020) DOI: 10.3390/su12219002.
48. Funkhouser A.C. and Glueck K.J. 2015. Environmental considerations in military operations. Army Techniques Publication (accessed 06/04/2022) <https://armypubs.army.mil>
49. Aldridge R. L., Britch S. C., Linthicum K. J., Golden F. V., Dao T. T., Rush M., Holt K., White G., Gutierrez A. and Snelling M. Pesticide misting system enhances residual pesticide treatment of HESCO geotextile. *J Am Mosq Control Assoc.*, **36**, 43–46 (2020). DOI: 10.2987/19-6897.1.
50. Hu X. C., Andrews D. Q., Lindstrom A. B., Bruton T. A., Schaidler L. A., Grandjean P., Lohmann R., Carignan C. C., Blum A., Balan S. A., Higgins C. P. and Sunderland E. M. Detection of poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) in U.S. drinking water linked to industrial sites, military fire training

areas, and wastewater treatment plants. *Environ Sci Technol Lett.*, **3**, 344–350 (2016). DOI: 10.1021/acs.estlett.6b00260.

51. John J., Coulon F. and Chellam P. V. Detection and treatment strategies of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): fate of PFAS through DPSIR framework analysis. *J Water Process Eng.*, **45**, 102463 (2022). DOI: 10.1016/j.jwpe.2021.102463.

52. Pichtel J. 2012. Distribution and fate of military explosives and propellants in soil: a review. *Appl Environ Soil Sci.*, 1687-7667 (2012). DOI: 10.1155/2012/617236.

53. Juhasz A. L. and Naidu R. Explosives: fate, dynamics, and ecological impact in terrestrial and marine environments. *Rev Environ Contam Toxicol.*, **191**, 163–215 (2007). DOI: 10.1007/978-0-387-69163-3_6.

54. Clausen J. L., Scott C. and Osgerby I. Fate of nitroglycerin and dinitrotoluene in soil at small arms training ranges. *Soil Sediment Contam.*, **20**, 649–671 (2011). DOI: 10.1080/15320383.2011.594108.

55. Chauhan S., D'Cruz R., Faruqi S., Singh K. K., Varma S., Singh M. and Karthik V. Chemical warfare agents. *Environ Toxicol Pharmacol.*, **26**, 113–122 (2008) DOI: 10.1016/j.etap.2008.03.003.

56. Bartelt-Hunt S. L., Barlaz M. A., Knappe D. R. U. and Kjeldsen P. 2006. Fate of chemical warfare agents and toxic industrial chemicals in landfills. *Environ Sci Technol.*, **40**, 4219–4225.—DOI: 10.1021/es052400y.

57. Munro N. B., Talmage S. S., Griffin G. D., Waters L. C., Watson A. P., King J. F., Hauschild V. The sources, fate and toxicity of chemical warfare agent degradation products. *Environ Health Perspect.*, **107**, 933–974 (1999). DOI: 10.1289/ehp.99107933.

58. Francocci F., Trincardi F., Barbanti A., Zacchini M. and Sprovieri M. Linking bioeconomy to redevelopment in contaminated sites: potentials and enabling factors. *Front Environ Sci.*, **8**, 1–13 (2020). DOI: 10.3389/fenvs.2020.00144.

59. Bolan N., Sarkar B., Yan Y., Li Q., Wijesekara H., Kannan K., Tsang D. C. W., Schauerte M., Bosch J., Noll H., Ok Y. A., Scheckel K., Kumpiene J., Gobindlal K., Kah M., Sperry J., Kirkham M. B., Wang H., Tsang Y. F., Hou D. and Rinklebe J. Remediation of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) contaminated soils – to mobilize or to immobilize or to degrade? *J Hazard Mater.*, **401**, 123892 (2021). DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.123892.

60. Gobelius L., Lewis J. and Ahrens L. Plant uptake of per- and polyfluoroalkyl substances at a contaminated fire training facility to evaluate the phytoremediation potential of various plant species. *Environ Sci Technol.*, **51**, 12602–12610 (2017). DOI: 10.1021/acs.est.7b02926.

61. Pereira A. F., de Castro A. A., Soares F. V., Leal D. H. S., da Cunha E. F. F., Mancini D. T. and Ramalho T. C. Development of technologies applied to the biodegradation of warfare nerve agents: theoretical evidence for asymmetric homogeneous catalysis. *Chem Biol Interact.*, **308**, 323–331 (2019). DOI: 10.1016/j.cbi.2019.06.007.

62. de Castro A. A., Soares F. V., Pereira A. F., Silva T. C., Silva D. R., Mancini D. T., Caetano M. S., da Cunha E. F. F. and Ramalho T. C. Asymmetric biodegradation of the nerve agents Sarin and VX by human dUTPase: chemometrics, molecular docking and hybrid QM/MM calculations. *J Biomol Struct Dyn.*, **37**, 2154–2164 (2019). DOI: 10.1080/07391102.2018.1478751.

63. Ashmore M. H. and Nathanail C. P. 2008. A critical evaluation of the implications for risk based land management of the environmental chemistry of sulphur mustard. *Environ Int.*, **34**, 1192–1203 (2008) DOI: 10.1016/j.envint.2008.03.012.

64. Wang F. L., Song T. Y., Jiang H., Pei C. X., Huang Q. B. and Xi H. L. *Bacillus subtilis* spore surface display of haloalkane dehalogenase DhaA. *Curr Microbiol.*, **76**, 1161–1167 (2019). DOI: 10.1007/s00284-019-01723-7.

65. Kohler M., Hofmann K., Volsgen F., Thurow K. and Koch A. Bacterial release of arsenic ions and organoarsenic compounds from soil contaminated by chemical warfare agents. *Chemosphere*, **42**, 425–429 (2001). DOI: 10.1016/s0045-6535(00)00060-6.

66. Lorenz A., Rylott E. L., Strand S. E. and Bruce N.C. Towards engineering degradation of the explosive pollutant hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine in the rhizosphere. *FEMS Microbiol Lett.*, **340**, 49–54 (2013). DOI: 10.1111/1574-6968.12072.

67. Jugnia L. B., Manno D., Drouin K. and Hendry M. *In situ* pilot test for bioremediation of energetic compound-contaminated soil at a former military demolition range site. *Environ Sci Pollut Res.*, **25**, 19436–19445 (2018). DOI: 10.1007/s11356-018-2115-y.
68. Anand S. and Celin S. M. Green technologies for the safe disposal of energetic materials in the environment. In *Chemical Rocket Propulsion: A Comprehensive Survey of Energetic Materials*. Springer aerospace technology, Ed. by L. T. DeLuca, T. Shimada, V. P. Sinditskii, M. Calabro (Germany, Berlin, Springer-Verlag, 2017), pp. 835–860. DOI:10.1007/978-1003-1319-27748-27746-27735.
69. Kalderis D., Juhasz A. L., Boopathy R. and Comfort S. Soils contaminated with explosives: environmental fate and evaluation of state-of-the-art remediation processes (IUPAC Technical Report). *Pure Appl Chem.*, **83**, 1407–1484 (2011). DOI: 10.1351/PAC-REP-10-01-05.
70. Michalsen M. M., King A. S., Rule R. A., Fuller M. E., Hatzinger P. B., Condee C. W., Crocker F. H., Indest K. J., Jung C. M. and Istok J. D.. Evaluation of biostimulation and bioaugmentation to stimulate hexahydro-1,3,5-trinitro-1,3,5-triazine degradation in an aerobic groundwater aquifer. *Environ Sci Technol.*, **50**, 7625–7632 (2016). DOI: 10.1021/acs.est.6b00630.
71. Fernandez-Lopez C., Posada-Baquero R., Garcia J. L., Castilla-Alcantara J. C., Cantos M. and Ortega-Calvo J.J. Root-mediated bacterial accessibility and cometabolism of pyrene in soil. *Sci Tot Environ.*, **760**, 13 (2021). DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.143408.
72. Das P., Datta R., Makris K. C. and Sarkar D. Vetiver grass is capable of removing TNT from soil in the presence of urea. *Environ Pollut.*, **158**, 1980–1983 (2010). DOI: 10.1016/j.envpol.2009.12.011.
73. Lamichhane K. M., Babcock R. W., Turnbull S. J. and Schenck S. Molasses enhanced phyto and bioremediation treatability study of explosives contaminated Hawaiian soils. *J Hazard Mater.*, **243**, 334–339 (2012). DOI: 10.1016/j.jhazmat.2012.10.043.
74. Payne Z. M., Lamichhane K. M., Babcock R. W. and Turnbull S. J. Pilot-scale *in situ* bioremediation of HMX and RDX in soil pore water in Hawaii. *Environ Sci Process Impacts.*, **11**, 2023–2029 (2013). DOI: 10.1039/c3em00320e.
75. Hannink N., Rosser S.J., French C.E., Basran A., Murray J. A. H., Nicklin S. and Bruce N. C. Phytodetoxification of TNT by transgenic plants expressing a bacterial nitroreductase. *Nat Biotechnol.* **19**, 1168–1172 (2001). DOI: 10.1038/nbt1201-1168.
76. Rylott E. L., Budarina M. V., Barker A., Lorenz A., Strand E. S. and Bruce N. Engineering plants for the phytoremediation of RDX in the presence of the co-contaminating explosive TNT. *New Phytol.*, **192**, 405–413 (2011). DOI:10.1111/j.1469-8137.2011.03807.x.
77. Cary T. J., Rylott E. L., Zhang L., Routsong R. M., Palazzo A. J., Strand S. E. and Bruce N. C. Field trial demonstrating phytoremediation of the military explosive RDX by XplA/XplB-expressing switchgrass. *Nat Biotechnol.*, **39**, 1216–1219 (2021). DOI : 10.1038/s41587-021-00909-4.
78. Thijs S., Sillen W., Truyens S., Beckers B., van Hamme J., van Dillewijn P., Samyn P., Carleer R., Weyens N. and Vangronsveld J.. The sycamore maple bacterial culture collection from a TNT polluted site shows novel plant-growth promoting and explosives degrading bacteria. *Front. Plant Sci.*, **9**, 1134 (2018). DOI: 10.3389/fpls.2018.01134.
79. Teng Y., Feng S., Ren W., Zhu L., Ma W., Christie P. and Luo Y. Phytoremediation of diphenylarsinic-acid-contaminated soil by *Pteris vittata* associated with *Phyllobacterium myrsinacearum* RC6b. *Int J Phytorem.*, **19**, 463–469. (2017). DOI: 10.1080/15226514.2016.1244166.
80. Rajmohan K. S., Chandrasekaran R. and Varjani S. A.: Review on occurrence of pesticides in environment and current technologies for their remediation and management. *Indian J Microbiol.*, **60**, 125–138 (2020). DOI: 10.1007/s12088-019-00841-x.
81. Pesticides contamination and exposure reduction. Доступен по ссылке: <https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/cb9953en/> (дата посещения 12.08.2024).
82. Bilal M., Iqbal H. M. N. and Barceló D. Persistence of pesticides-based contaminants in the environment and their effective degradation using laccase-assisted biocatalytic systems. *Sci Total Environ.*, **695**, 133896 (2019). DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.133896.
83. Francisco S. Indirect effect of pesticides on insects and other arthropods. *Toxics*, **9**(8), 177 (2021). DOI: 10.3390/toxics9080177.

84. Pereira L. C., de Souza A. O., Franco Bernardes M. F., Pazin M., Tasso M. J., Pereira P. H. and Dorta D. J. A perspective on the potential risks of emerging contaminants to human and environmental health. *Environ Sci Pollut Res Int.*, **18**, 13800–13823 (2015). DOI: 10.1007/s11356-015-4896-6.
85. Singh N. S., Sharma R., Parween T. and Patanjali P. K. (2018). Pesticide contamination and human health risk factor. In *Modern age environmental problems and their remediation*, Ed by M. Oves, M. Z. Khan and I. M. I. Ismail (Switzerland, Cham, Springer, 2018), pp. 49-68. DOI: 10.1007/978-3-319-64501-8_3.
86. Korres N. E. (2018) Herbicide effects on humans: exposure, short and long-term effects and occupational hygiene. In: *Weed control: sustainability, hazards, and risks in cropping systems worldwide*, Ed. by N. E. Korres, N. R. Burgos and S. O. Duke (USA, FL, Boca Raton, CRC Press, Taylor Francis Group, 2018), pp. 14-32. DOI: 10.1201/9781315155913-2.
87. Bhatt P., Gangola S., Bhandari G., Zhang W., Maithani D., Mishra S. and Chen S. New insights into the degradation of synthetic pollutants in contaminated environments. *Chemosphere*, **268**, 128827 (2021). DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.128827.
88. Bhat S. A., Qadri H., Cui G. and Li F. Remediation of pesticides through microbial and phytoremediation techniques. In *Fresh water pollution dynamics and remediation*, Ed. by H. Qadri, R. Bhat, M. Mehmood and G. Dar (Singapore, Springer Singapore, 2020), pp. 235-245. DOI: 10.1007/978-981-13-8277-2_13.
89. Tarla D. N., Erickson L. E., Hettiarachchi G. M., Amadi S. I., Galkaduwa M., Davis L. C., Nurzhanova A. and Pidlisnyuk V. Phytoremediation and bioremediation of pesticide-contaminated soil. *Appl Sci.*, **10**, 1217, (2020). DOI: 10.3390/app10041217.
90. Amani F., Student P., Akbar A., Sinegani S., Ebrahimi F. and Nazarian S. Biodegradation of chlorpyrifos and diazinon organophosphates by two bacteria isolated from contaminated agricultural soils. *Biolog J Microor.*, **7**(28), 27-39 (2019). DOI: 10.1007/s11274-011-0879-z.
91. Zaffar H., Ahmed R., Pervez A. and Naqvi T. A. (2018). A newly isolated *Pseudomonas* sp. can degrade endosulfan via hydrolytic pathway. *Pesticide Biochem Physiol.*, **152**, 69-75 (2018). DOI: 10.1016/j.pestbp.2018.09.002.
92. Liu L., Helbling D. E., Kohler H.-P. E. and Smets B. F. Modelling carbofuran biotransformation by *Novosphingobium* sp. KN65.2 in the presence of coincidental carbon and indigenous microbes. *Environ Sci Water Res Technol.*, **5**(4) (2019). DOI: 10.1039/c8ew00929e.
93. Abraham J. and Gajendiran A. Biodegradation of fipronil and its metabolite fipronil sulfone by *Streptomyces rochei* strain AJAG7 and its use in bioremediation of contaminated soil. *Pestic Biochem Physiol* **155**, 90–100 (2019). DOI: 10.1016/j.pestbp.2019.01.011
94. Mir-Tutusaus J. A., Masís-Mora M., Corcellas C., Eljarrat E., Barceló D., Sarrà M., Rodríguez-Rodríguez C. E.. Degradation of selected agrochemicals by the white rot fungus *Trametes versicolor*. *Sci Total Environ.*, **500–501**, 235–242 (2014). DOI:10.1016/j.scitotenv.2014.08.116.
95. Mori T., Wang J., Tanaka Y., Nagai K., Kawagishi H. and Hirai H. Bioremediation of the neonicotinoid insecticide clothianidin by the white-rot fungus *Phanerochaete sordida*. *J Hazar. Mater.*, **321**, 586–590 (2017). DOI: 10.1016/j.jhazmat.2016.09.049.
96. Alvarenga N., Birolli W. G., Selegim M. H. R. and Porto A. L. M. Biodegradation of methyl parathion by whole cells of marine-derived fungi *Aspergillus sydowii* and *Penicillium decaturense*. *Chemosphere* **117**, 47–52 (2014). DOI: 10.1016/j.chemosphere.2014.05.069.
97. Silambarasan S. and Abraham J. Efficacy of *Ganoderma* sp. JAS4 in bioremediation of chlorpyrifos and its hydrolyzing metabolite TCP from agricultural soil. *J Basic Microbiol.*, **54** (1), 44–55 (2013a). DOI: 10.1002/jobm.201200437.
98. Palmer-Brown W., de Melo Souza P. L. and Murphy C. D. Cyhalothrin biodegradation in *Cunninghamella elegans*. *Environ Sci Pollut Res.*, **26**, 1414–1421 (2019). DIO: 10.1007/s11356-018-3689-0.
99. Sethunathan N., Megharaj M., Chen Z. L., Williams B. D., Lewis G. and Naidu R. Algal degradation of a known endocrine disrupting insecticide, α -endosulfan, and its metabolite, endosulfan sulfate, in liquid medium and soil. *J Agric Food Chem.*, **52**(10), 3030–3035 (2004). DOI: 10.1021/jf035173x.

100. Zhang H., Hu C., Jia X., Xu Y., Wu C., Chen L. and Wang F. Characteristics of γ -hexachlorocyclohexane biodegradation by a nitrogen-fixing cyanobacterium, *Anabaena azotica*. *J Appl Phycol.*, **24**, 221–225 (2012). DOI: 10.1007/s10811-011-9670-7.
101. McLellan J., Gupta S.K. and Kumar M. Feasibility of using bacterial–microalgal consortium for the bioremediation of organic pesticides: application constraints and future prospects. In *Application of microalgae in wastewater treatment*, Ed. by S. K. Gupta and F. Bux (Switzerland, Cham, Springer, 2019), pp. 341–362. DOI: 10.1007/978-3-030-13913-1_16.
102. Prabha R., Singh D. P. and Verma M. K. Microbial interactions and perspectives for bioremediation of pesticides in the soils. In *Plant–microbe interactions in agro–ecological perspectives*, Ed. by D. Singh D, H. Singh H. and R. Prabha (Singapore, Springer Singapore, 2017), pp. 649–671. DOI: 10.1007/978-981-10-6593-4_27.
103. Ellegaard-Jensen L., Knudsen B. E., Johansen A., Albers C. N., Aamand J. and Rosendahl S. Fungal–bacterial consortia increase diuron degradation in water–unsaturated systems. *Sci Tot Environ.*, **466–467**, 699–705 (2014). DOI:10.1016/j.scitotenv.2013.07.095.
104. Horne I., Sutherland T. D., Harcourt R. L., Russell R. J. and Oakeshott J. G. Identification of an opd (organophosphate degradation) gene in an *Agrobacterium* isolate. *Appl Environ Microbiol.*, **68** (7), 3371–3376 (2002). DOI: 10.1128/AEM.68.7.3371-3376.2002.
105. Sutherland T. D., Horne I., Weir K. M., Coppin C. W., Williams M. R., Selleck M., Russell R. J. and Oakeshott J. G. Enzymatic bioremediation: from enzyme discovery to applications. *Clinic Exper Pharmacol Physiol.*, **31**, 817–821 (2004). 10.1111/j.1440-1681.2004.04088.x.
106. Anderson B., Phillips B., Hunt J., Largay B., Shihadeh R. and Tjeerdema R. Pesticide and toxicity reduction using an integrated vegetated treatment system. *Environ Toxicol Chem.*, **30**(5), 1036–1043- (2011). DOI:10.1002/etc.471.
107. Chauhan P. S. and Jha B. Pilot scale production of extracellular thermo–alkali stable laccase from *Pseudomonas* sp. S2 using agro waste and its application in organophosphorous pesticides degradation. *J Chem Technol Biotechnol.*, **93**(4), 1022–1030 (2017). DOI: 10.1002/jctb.5454.
108. Zeng S., Qin X. and Xia L. Degradation of the herbicide isoproturon by laccase-mediator systems. *Biochem Eng J.*, **119**, 92–100. (2017). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.bej.2016.12.016>.
109. Sarker A., Lee S.-H., Kwak S.-Y., Nandi R. and Kim J.-E. Comparative catalytic degradation of a metabolite 3,5–dichloroaniline derived from dicarboximide fungicide by laccase and MnO₂ mediators. *Ecotox Environ Safety*, **196**, 110561 (2020). DOI:10.1016/j.ecoenv.2020.110561.
110. Pizzul L., Castillo M.d.P. and Stenström, J. Degradation of glyphosate and other pesticides by ligninolytic enzymes. *Biodegradation*, **20**, 751–759 (2009). DOI: 10.1007/s10532-009-9263-1.
111. Naumann K.. Influence of chlorine substituents on biological activity of chemicals: a review. *Pest Manag Sci.*, **56** (1), 3–21 (2000). DOI: 10.1002/(sici)1526-4998(200001)56:1<3::aid-ps107>3.0.co;2-p.
112. Ortíz I., Velasco A., Le Borgne S. and Revah S. Biodegradation of DDT by stimulation of indigenous microbial populations in soil with cosubstrates. *Biodegradation*, **24**, 215–225 (2013). DOI: 10.1007/s10532-012-9578-1.
113. Chen M., Shih K., Hu M., Li F., Liu C., Wu W. and Tong H. Biostimulation of indigenous microbial communities for anaerobic transformation of pentachlorophenol in Paddy soils of southern China. *J Agric Food Chem.*, **60**, 2967–2975 (2012a). DOI: 10.1021/jf204134w.
114. Lamilla C., Schalchli H., Briceño G., Leiva B., Donoso-Piñol P., Barrientos L., Rocha V. A. L., Freire D. M. G. and Diez M. C. A pesticide biopurification system: a source of biosurfactant–producing bacteria with environmental biotechnology applications. *Agronomy*, **11**, 624 (2021). DOI: 10.3390/agronomy11040624.
115. Bhatt P., Verma A., Gangola S., Bhandari G. and Chen S. Microbial glycoconjugates in organic pollutant bioremediation: recent advances and applications. *Microb Cell Fact.*, **20**, 72 (2021b) DOI: 10.1186/s12934-021-01556-9.
116. Lopes A.R., Danko A.S., Manaia C.M. and Nunes O.C. Molinate biodegradation in soils: natural attenuation versus bioaugmentation. *Appl Microbiol Biotechnol.*, **97** (6), 2691–2700 (2012). DOI: 10.1007/s00253-012-4096-y.

117. Chen S., Chang S., Deng Y., An S., Dong Y. H., Zhou J., Hu M., Zhong G. and Zhang L.-H. Fenpropathrin biodegradation pathway in *Bacillus* sp. DG-02 and its potential for bioremediation of pyrethroid-contaminated soils. *J Agric Food Chem.*, **62** (10), 2147–2157 (2014). DOI: 10.1021/jf404908j.
118. Dai Y., Li N., Zhao Q. and Xie S. Bioremediation using *Novosphingobium* strain DY4 for 2,4-dichlorophenoxyacetic acid-contaminated soil and impact on microbial community structure. *Biodegradation*, **26**, 161–170 (2015). DOI: 10.1007/s10532-015-9724-7.
119. Silambarasan S. and Abraham J.. Ecofriendly method for bioremediation of chlorpyrifos from agricultural soil by novel fungus *Aspergillus terreus* JAS1. *Water Air Soil Pollut.*, **224**, 1369 (2013b). DOI: 10.1007/s11270-012-1369-0.
120. Silva E., Fialho A., Sa-Correia I., Burns R. G. and Shaw L. J. Combined bioaugmentation and biostimulation to cleanup soil contaminated with high concentrations of atrazine. *Environ Sci Technol.*, **38**, 632–637 (2004). DOI: 10.1021/es0300822.
121. Gangola S., Khati P. and Sharma A.. Mycoremediation of imidaclopridin the presence of different soil amendments using *Trichoderma longibrachiatum* and *Aspergillus oryzae* isolated from pesticide contaminated agricultural fields of Uttarakhand. *J Biorem Biodegr.*, **6** (5), 1 (2015a). DOI: 10.4172/2155-6199.1000310.
122. Gangola S., Negi G., Srivastava A. and Sharma A. Enhanced biodegradation of endosulfan by *Aspergillus* and *Trichoderma* spp. isolated from an agricultural field of Tarai region of Uttarakhand. *Pestic Res J.*, **27** (2), 223–230 (2015b).
123. Gerhardt K. E., Huang X. D., Glick B. R. and Greenberg B.M. Phytoremediation and rhizoremediation of organic soil contaminants: potential and challenges. *Plant Sci.*, **176**, 20–30 (2009). DOI: 10.1016/j.plantsci.2008.09.014.
124. Singh T. and Singh D. K. Phytoremediation of organochlorine pesticides: concept, method, and recent developments. *Int J Phytoremed.*, **19** (9), 834–843 (2017). DOI: 10.1080/15226514.2017.1290579.
125. Lunney A. I., Zeeb B. A. and Reimer K. J. Uptake of weathered DDT in vascular plants: potential for phytoremediation. *Environ Sci Technol.*, **38**, 6147–6154 (2004). DOI: 10.1021/es030705b.
126. Mitton F. M., Miglioranza K. S. B., Gonzalez M., Shimabukuro V. M., Monserrat J. M. Assessment of tolerance and efficiency of crop species in the phytoremediation of DDT polluted soils. *Ecol Eng.*, **71**, 501–508 (2014). DOI: 10.1016/j.ecoleng.2014.07.069.
127. Mitton F. M., Gonzalez M., Monserrat J. M. and Miglioranza K. S. B. Potential use of edible crops in the phytoremediation of endosulfan residues in soil. *Chemosphere*, **148**, 300–306 (2016). DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.01.028.
128. Nurzhanova A., Kalugin S. and Zhambakin K. Obsolete pesticides and application of colonizing plant species for remediation of contaminated soil in Kazakhstan. *Environ Sci Pollut Res.*, **20**, 2054–2063 (2013). DOI: 10.1007/s11356-012-1111-x.
129. Singh V. and Singh N. Uptake and accumulation of endosulfan isomers and its metabolite endosulfan sulfate in naturally growing plants of contaminated area. *Ecotox Environ Safety*, **104**, 189–193 (2014). DOI: 10.1016/j.ecoenv.2014.02.025.
130. Dams R. I., Paton G. I. and Killham K. Rhizoremediation of pentachlorophenol by *Sphingobium chlorophenolicum* ATCC 39723. *Chemosphere*, **68**, 864–870 (2007). DOI: 10.1016/j.chemosphere.2007.02.014.
131. Dubey K. K. and Fulekar M. H. Investigation of potential rhizospheric isolate for cypermethrin degradation. *3 Biotech.*, **3**, 33–43 (2013). DOI: 10.1007/s13205-012-0067-3.
132. Binet F., Kersante A., Munier-Lamy C., Le Bayon R. C., Belguy M. J., Shipitalo M. J.. Lumbricid macrofauna alter atrazine mineralization and sorption in a silt loam soil. *Soil Biol Biochem.* **38**, 1255–1263 (2006) DOI: 10.1016/j.soilbio.2005.09.018.
133. Kersanté A., Martin-Laurent F., Soulas G. and Binet, F. Interactions of earthworms with atrazine-degrading bacteria in an agricultural soil. *FEMS Microbiol Ecol.* **57**, 192–205 (2006). DOI: 10.1111/j.1574-6941.2006.00108.x.
134. Lin Z., Baia J., Zhen Z., Laoa S., Li W., Wu Z., Li Y., Spirod B. and Zhange D. Enhancing pentachlorophenol degradation by vermicomposting associated bioremediation. *Ecol Eng.*, **87**, 288–294 (2016a). DOI: 10.1016/j.ecoleng.2015.12.004.

135. Lin Z., Zhena Z., Wu Z., Yang J., Zhong L., Hu H., Luo C., Bai J., Li Y. and Zhang D. The impact on the soil microbial community and enzyme activity of two earthworm species during the bioremediation of pentachlorophenol-contaminated soils. *J Hazard Mater.*, **301**, 35–45 (2016b). DOI: 10.1016/j.jhazmat.2015.08.034.
136. Li X., Lin Z., Luo C., Bai J., Sun Y. and Li Y. Enhanced microbial degradation of pentachlorophenol from soil in the presence of earthworms: evidence of functional bacteria using DNA–stable isotope probing, *Soil Biol Biochem.*, **81**, 168–177 (2015). DOI: 10.1016/j.soilbio.2014.11.011.
137. Crini G. and Lichtfouse E. Wastewater treatment: an overview. In *Green adsorbents for pollutant removal*, Ed. by G. and E. Lichtfouse (Switzerland, Springer Cham, 2018) pp. 1–21. DOI:10.1007/978-3-319-92111-2_1.
138. Machineni L. Review on biological wastewater treatment and resources recovery: attached and suspended growth systems. *Water Sci Technol.*, **80** (11), 2013–2026 (2019). DOI: 10.2166/wst.2020.034.
139. Bai X., Zhu X., Jiang H., Wang Z., He C., Sheng L. and Zhuang J. Purification effect of sequential constructed wetland for the polluted water in urban river. *Water*, **12**, 1054 (2020). DOI: 10.3390/w12041054.
140. Vasseghian Y., Nadagouda M. M. and Aminabhavi T. M. Biochar-enhanced bioremediation of eutrophic waters impacted by algal blooms, *J Environ Manag.*, **367**, (2024). DOI: 10.1016/j.jenvman.2024.122044.
141. Sharma M., Sharma A., Batra N., Pareek R. and Patel S. Persistent organic pollutants in water and their microalgae based bioremediation Biosciences Biotechnology Research Asia, **21** (3) 913–928 (2024). DOI: 10.13005/bbra/3273
142. Osadebe A U., Ogugbue C J. and Okpokwasili G C. Bioremediation of crude oil polluted surface water using specialised alginate-based nanocomposite beads loaded with hydrocarbon-degrading bacteria and inorganic nutrients *Bioremediation J.*, 1–23 (2024). DOI: 10.1080/10889868.2024.2381022
143. Mazurkiewicz J., Mazur A., Mazur R., Chmielowski K., Czekala W. and Janczak D. The process of microbiological remediation of the polluted sloneczko reservoir in Poland: for reduction of water pollution and nutrients management. *Water*, **12**, 3002 (2020). DOI: 10.3390/w12113002.
144. Мелихов В. В., Медведева Л. Н. и Московец М. В. Экотоны водозаборных зон цимлянского водохранилища: состояние и биоремедиация. *Известия НВ АУК*, **1** (69), 13–21 (2023). DOI: 10.32786/2071-9485-2023-01-02.
145. Tomczyk P., Wierzchowski P.S., Dobrzynski J., Kulkova I., Wrobel B., Wiatkowski M., Kuriqi A., Skorulski W., Kabat T., Prycyk M, Gruss L. and Drobnik J. Effective microorganism water treatment method for rapid eutrophic reservoir restoration. *Environ Sci Pollut Res.*, **31**, 2377–2393 (2024). DOI: 10.1007/s11356-023-31354-2
146. Zhou J., Qiu H., Chen Y., Ma X., Yu G., Hong Y. and Hu B. Fish-mussel-algae-bacteria model remedied eutrophication pollution: application in Dongxiang district reservoir *Environ. Pollut.*, **342**, 123011 (2024). DOI: 10.1016/j.envpol.2023.123011
147. Md Anawar H. and Chowdhury R. Remediation of polluted river water by biological, chemical, ecological and engineering processes. *Sustainability*, **12**, 7017 (2020). DOI: 10.3390/su12177017.
148. Rehman K., Imran A., Amin I. and Afzal M. Inoculation with bacteria in floating treatment wetlands positively modulates the phytoremediation of oil field wastewater. *J Haz Mater.*, **349**, 242–251 (2018). DOI: 10.1016/j.jhazmat.2018.02.013.
149. Billore S. K., Prashant and Sharma J.K. Treatment performance of artificial floating reed beds in an experimental mesocosm to improve the water quality of river Kshipra. *Water Sci Technol.*, **60**(11), 2851–2859 (2009) DOI: 10.2166/wst.2009.731.
150. Kadlec R. H. and Wallace S. *Treatment wetlands, 2nd edition* (USA, FL, Boca Raton, CRC Press, Taylor’s and Francis, 2009), 1061 p.
151. Ijaz A., Imran A., ul Haq M. A., Khan Q. M. and Afzal M. Phytoremediation: Recent advances in plant-endophytic synergistic interactions. *Plant Soil*, **405**, 179–195 (2016a). DOI: 10.1007/s11104-015-2606-2.
152. Sun S.L., Sheng Y. Q., Zhao G. Q., Li Z. R. and Yang J. Feasibility assessment: application of ecological floating beds for polluted tidal river remediation. *Environ Monit Assess.*, **189**, 609 (2017). DOI: 10.1007/s10661-017-6339-y.

153. Bu F. P. and Xu X. Y. Planted floating bed performance in treatment of eutrophic river water. *Environ Monit Assess.*, **185**(11), 9651–9662 (2013). DOI: 10.1007/s10661-013-3280-6.
154. Wu Q., Hu Y., Li S.Q., Peng S. and Zhao H. B. Microbial mechanisms of using enhanced ecological floating beds for eutrophic water improvement. *Bioresour Technol.*, **211**, 451–456 (2016). DOI: 10.1016/j.biortech.2016.03.113.
155. Zheng Z., Zhang W., Luo X.Z., Wang S.B., Yang X.Y., He J. and Nie E. Design and application of plant ecological space technology in water eutrophication. *Control J Environ Eng.*, **145**, 04018142 (2019). DOI: 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001485.
156. Ijaz A., Iqbal Z. and Afzal M. Remediation of sewage and industrial effluent using bacterially assisted floating treatment wetlands vegetated with *Typha domingensis*. *Water Sci. Technol.*, **74**, 2192–2201 (2016b). DOI: 10.2166/wst.2016.405.
157. Wang H., Li Z. K. and Han H. Y. Comparison of different ecological remediation methods for removing nitrate and ammonium in Qinshui River, Gonghu Bay, Taihu Lake. *Environ Sci Pollut Res.*, **24**, 1706–1718 (2017). DOI: 10.1007/s11356-016-7963-8.
158. Ateia M., Yoshimura C. and Nasr M. In-situ biological water treatment technologies for environmental remediation: a review. *J Biorem Biodegr.*, **7**(3), 1000348 (2016). DOI: 10.4172/2155-6199.1000348.
159. Chen Y.H., Zhang Y., Huang M. S., Zhang Y. F., Zhao F., Luo J.H. Ecological restoration by a multistage floating-bed system in a eutrophic urban river, *China Appl Mech Mater.*, **157–158**, 945–949 (2012b). DOI: 10.4028/www.scientific.net/AMM.157-158.945.
160. Deng Y. and Ni F. Q. Review of ecological floating bed restoration in polluted water. *J Water Resour Prot.*, **5**, 1203–1209 (2013). DOI: 10.4236/jwarp.2013.512128.
161. Gao H., Xie Y. B., Hashim S., Khan A. A., Wang X. L. and Xu H. Y. Application of microbial technology used in bioremediation of urban polluted river: a case study of Chengnan river, China. *Water*, **10**, 643 (2018). DOI: 10.3390/w10050643.
162. Wu W.Z., Liu, Y., Zhu Q., Wei C.J. and Wang J. L. Remediation of polluted river water by biological contact oxidation process using two types of carriers. *Int J Environ Pollut.*, **38**, 223-234 (2009). DOI: 10.1504/IJEP.2009.027223.
163. Liu J. Z., Wu Y. H., Wu C. X., Muylaert K., Vyverman W., Yu H.Q., Muñoz R. and Rittmann B. Advanced nutrient removal from surface water by a consortium of attached microalgae and bacteria: a review. *Bioresour Technol.*, **241**, 1127–1137 (2017). DOI: 10.1016/j.biortech.2017.06.054.
164. Shan M. J., Wang Y. Q. and Shen X. Study on bioremediation of eutrophic lake. *J Environ Sci.*, **21**, S16–S18 (2009). DOI: 10.1016/S1001-0742(09)60027-9.
165. Paulsen J. E., Oppen E. and Bakke R. Biofilm morphology in porous media, a study with microscopic and image techniques. *Water Sci Technol.*, **36** (1), 1–9 (1997). DOI: 10.1016/S0273-1223(97)00317-X.
166. Wang S. M.; Wang B. Z., Jin W. B., Cao X. D. and Bo T. In-situ remediation technology for polluted water in urban river. *Urban Environ Urban Ecol.*, **21**, 1-4: (2008).
167. Cao Y. and Sun C.J. Application of ecological floating beds to water restoration and its design. *Environ Sci Technol.*, **32**, 121–124 (2009).
168. Cao W. P., Zhang H. H., Wang Y. M. and Pan J. Z. Bioremediation of polluted surface water by using biofilms on filamentous bamboo. *Ecol Eng.*, **42**, 146–149 (2012) DOI: 10.1016/j.ecoleng.2012.02.018.
169. Pöschl U. Atmospheric aerosols: composition, transformation, climate and health effects. *Angew Chem Int Ed.*, **44**, 7520–7540 (2005). DOI: 10.1002/anie.200501122.
170. Ailshire J. A. and Crimmins E. M. Fine particulate matter air pollution and cognitive function among older US adults. *Am J Epidemiol* **180**, 359-366. (2014). DOI: 10.1093/aje/kwu155.
171. Romano S., Becagli S., Lucarelli F., Rispoli G. and Perrone M. R. Airborne bacteria structure and chemical composition relationships in winter and spring PM10 samples over southeastern Italy. *Sci Total Environ.*, **730** (18), 138899 (2020). DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.138899.
172. Lelieveld J., Evans J., Fnais M., Giannadaki D. and Pozzer A. The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Nature*, **525**, 367–371 (2015). DOI: 10.1038/nature15371.
173. Happo M. S., Sippula O., Jalava P. I., Rintala H., Leskinen A., Komppula M., Kuuspallo K., Mikkonen S., Lehtinen K., Jokiniemi J. and Hirvonen M.-R. Role of microbial and chemical composition in

- toxicological properties of indoor and outdoor airparticulate matter. *Part Fibre Toxicol.* **11**, 60 (2014). DOI: 10.1186/s12989-014-0060-6.
174. Torpy F. R., Irga P. J. and Burchett M. D. Reducing indoor air pollutants through biotechnology. In *Biotechnologies and biomimetics for civil engineering*, Ed. by F. Pacheco Torgal, J. Labrinchi, M. Diamanti, C. P. and H. Lee (Switzerland, Cham, Springer, 2015), pp. 181-210. DOI: 10.1007/978-3-319-09287-4_8.
175. Bernstein J. A., Alexis N., Bacchus H., Bernstein I. L., Fritz P., Horner E., Li N., Mason S., Nel A., Oullette J., Reijula K., Reponen T., Seltzer J., Smith A. and Tarlo S. M. The health effects of nonindustrial indoor air pollution. *J Allergy Clin Immunol.*, **121**(3), 585-591 (2008) DOI: 10.1016/j.jaci.2007.10.045.
176. Sakai K., Norbäck D., Mi Y., Shibata E., Kamijima M., Yamada T. and Takeuchi Y. A comparison of indoor air pollutants in Japan and Sweden: formaldehyde, nitrogen dioxide, and chlorinated volatile organic compounds. *Environ Res.*, **94**, 75–85 (2004). DOI: 10.1016/s0013-9351(03)00140-3.
177. Norbäck D. and Nordström K Sick building syndrome in relation to air exchange rate, CO₂, room temperature and relative air humidity in university computer classrooms: an experimental study. *Int Arch Occup Environ Health*, **82**, 21–30 (2008). DOI: 10.1007/s00420-008-0301-9.
178. Myers J. Basic remarks on the use of plants as biological gas exchangers in a closed system. *J Aviat Med.* **25**, 407–411 (1954).
179. Omasa K., Tobe K. and Kondo T. Absorption of organic and inorganic air pollutants by plants. In *Air pollution and plant biotechnology – prospects for phytomonitoring and phytoremediation*. Ed. by K. Omasa, H. Saji, S.Youssefian and N. Kondo (Japan, Tokyo, Springer -Verlag, 2002), pp. 155-178. DOI: 10.1007/978-4-431-68388-9.
180. Yoo M. H., Kwon Y. J., Son K.-C. and Kays S. J. Efficacy of indoor plants for the removal of single and mixed volatile organic pollutants and the physiological effects of the volatiles on the plants. *J Am Soc Hortic Sci.*, **131**, 452–458 (2006). DOI: 10.21273/JASHS.131.4.452.
181. Khaksar G., Treesubuntorn C. and Thiravetyan P. Effect of endophytic *Bacillus cereus* ERBP inoculation into non-native host: potentials and challenges for airborne formaldehyde removal. *Plant Physiol Biochem.*, **107**, 326–336 (2016). DOI: 10.1016/j.plaphy.2016.06.020.
182. Sandhu A., Halverson L. J. and Beattie G. A. Bacterial degradation of airborne phenol in the phyllosphere. *Environ Microbiol.*, **9**, 383–392 (2007). DOI: 10.1111/j.1462-2920.2006.01149.x.
183. Zhang H., Pennisi S. V., Kays S. J. and Habteselassie M. Y. Isolation and identification of toluene-metabolizing bacteria from rhizospheres of two indoor plants. *Water Air Soil Pollut.*, **224**, 1648 (2013). DOI: 10.1007/s11270-013-1648-4.
184. Orwell R. L., Wood R. A., Tarran J., Torpy F. R. and Burchett M. Removal of benzene by the indoor plant/ substrate microcosm and implications for air quality. *Water Air Soil Pollut.*, **157**, 193–207 (2004). DOI: 10.1023/B:WATE.0000038896.55713.5b.
185. Soreanu G., Dixon M. and Darlington A. Botanical biofiltration of indoor gaseous pollutants – a mini-review. *Chem Eng J.*, **229**, 585–594 (2013). DOI: 10.1016/j.cej.2013.06.074.
186. Han Y., Lee J., Haiping G., Kim K.-H., Wanxi P., Bhardwaj N., Oh J.-M. and Brown R. J. Plant-based remediation of air pollution: a review. *J Environ Manag.*, **301**, 1138602021 (2022). DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.113860.
187. Prigioniero A., Zuzolo D., Niinemets U. and Guarino C. Nature-based solutions as tools for air phytoremediation: a review of the current knowledge and gaps. *Environ Pollut.*, **277**, 116817 (2021). DOI: 10.1016/j.envpol.2021.116817.
188. Gubb C., Blanusa T., Griffiths A. and Pfrang C. Potted plants can remove the pollutant nitrogen dioxide indoors. *Air Qual Atmos Health*, **15**, 479–490 (2022). DOI: 10.1007/s11869-022-01171-6.
189. Auer T., Radi M. and Brkovi M. Green facades and living walls – a review establishing the classification of construction types and mapping the benefits. *Sustainability*, **11** (17), 4579 (2019). DOI: 10.3390/su11174579.
190. Wang Q., Zhang S., Li Y. and Klassen W. Potential approaches to improving biodegradation of hydrocarbons for bioremediation of crude oil pollution. *J Environ Protec.*, **2**, 47–55 (2011). DOI: 10.4236/jep.2011.21005.
191. Xu Z., Quin N., Wang J. and Tong H. Formaldehyde biofiltration as affected by spider plant. *Bioresour Technol* **101**, 6930–6934 (2010). DOI: 10.1016/j.biortech.2010.03.128.

-
192. Mata T. M., Oliveira G. M., Monteiro H., Silva G. V., Caetano N. S. and Martins A. A. Indoor air quality improvement using nature-based solutions: design proposals to greener cities. *Int J Environ Res Public Health*, **18** (16), 8472 (2021). DOI: 10.3390/ijerph18168472.
193. Lu Q., Ji C., Yan Y., Xiao Y., Li J., Leng, L. and Zhou W. Application of a novel microalgae-film based air purifier to improve air quality through oxygen production and fine particulates removal. *J Chem Technol Biotechnol*, **94**, 1057–1063 (2018). DOI: 10.1002/jctb.5852.
194. Oreggioni G. D., Mahiques O., Monforti-Ferrario F., Schaaf E., Muntean M., Guizzardi D., Vignati E. and Crippa M. The impacts of technological changes and regulatory frameworks on global air pollutant emissions from the energy industry and road transport. *Energy Policy*, **168**, 113021 (2022). DOI: 10.1016/j.enpol.2022.113021.
195. Munsif R., Zubair M., Aziz A. and Nadeem Zafar M. Industrial air emission pollution: potential sources and sustainable mitigation. In *Environmental emissions*, Ed. by R. Viskup (IntechOpen, 2021), pp. 1-13. DOI: 10.5772/intechopen.93104.
196. Qu S., Fan S., Wang G., He W., Xu K., Nie L., Zhao Y., Zhu Q., Li T. and Li G. Air pollutant emissions from the asphalt industry in Beijing. *J Environ Sci (China)*, **109**, 57-65 (2021). DOI: 10.1016/j.jes.2021.02.027.
197. Ottengraf Simon P. P., Diks Robertus M. M. and van Lith Christianus P. M. Method for biological cleaning of a contaminated gas flow. US Patent № 5,637,498 from 10.06.1997.
198. Садыров О. А., Винаров А. Ю., Касымов Р. и Смирнов В. Н. Способ микробиологической очистки газов. Авторское свидетельство на изобретение СССР № 1374502 от 10.12.1985.
199. Chou W. P., Tseng S. K. and Ho C. M. Anaerobic ammonium oxidation improvement via a novel capsule bioreactor. *Environ Technol.*, **33** (16–18), 2105–2110 (2012). DOI: 10.1080/09593330.2012.660647.
200. Wolstenholme P. and Finger R. Long-term odor and VOC performance tests on biofilters. In *Proceedings of the 67th Annual Conference & Exposition of the Water Environment Federation (US, VA, Alexandria, Water Environment Federation, 1994)*, pp. 541–552.
201. Kolton-Shapira R. Biofilters in action. Proceedings of odor and volatile organic compound emission control for municipal and industrial wastewater treatment facilities In *Proceedings of the 67th Annual Conference & Exposition of the Water Environment Federation (US, VA, Alexandria, Water Environment Federation, 1994)*, pp. 4–53/4–59.
202. Graham J. R. GAC based gas phase biofiltration. In *Proceedings of 1996 USC-TRG Conference on Biofiltration, Los Angeles, CA: University of Southern California (USA, California, 1996)*, pp. 85–93.
203. Gabriel D., Cox H. H. J., Brown J., Torres E. and Deshusses M. A. Biotrickling filters for POTWs air treatment: full-scale experience with a converted scrubber. In *Proceedings of WEF Odors and Toxic Air Emissions 2002 Specialty Conference (US, VA, Alexandria, Water Environment Federation, 2002)*, pp. 657–669.
204. Torres E. M., Basrai S. S. and Kogan V. Evaluation of two biotechnologies controlling POTWair emissions. In *Proceedings of 1996 USC-TRG Conference on Biofiltration, Los Angeles, CA: University of Southern California (USA, California, 1996)*, pp. 182–197.
205. Webster T. S., Cox H. H. J. and Deshusses M. A. Resolving operational and performance problems encountered in the use of a pilot/full-scale biotrickling filter reactor. *Environ. Progress.*, **18**, 162-172: (1999). DOI: 10.1002/ep.670180312.
206. Webster T. S., Togna A. P., Guarini W. J., Hooker B., Tran H., Sanfedele J. and Olsen J. Treatment of vapor emissions generated from an industrial wastewater treatment plant using a full-scale biotrickling filter reactor. In *Proceedings of Annual Meeting and Exhibition of the Air & Waste Management Association, Paper No335, (USA, PA, Pittsburgh, Air & Waste Management Association, 2000)*.
207. Iranpour R., Cox H. H. J., Deshusses M. A. and Schroeder E. D. Literature review of air pollution control biofilters for odor and volatile organic compound removal. *Environ Prog.*, **24** (3), P. 254–267 (2005). DOI: 10.1002/ep.10077.
208. Waweru M., Herrygers V., Van Langenhove H. and Verstraete W. Process engineering of biological waste gas purification. In *Biotechnology Set, Second Edition (12 volumes)* Ed. by H.-J. Rehm and G. Reed (Germany, Weinheim, Wiley-VCH, 1993–2008). 10942 p.

209. Van Lith Christianus P.M. Method for biological cleaning of a contaminated gas flow. US Patent No 6294373 from 25.09.2001.
210. Alkaabi A. A., Obaid A. A. and Abdulsada M. H. Investigation the impact of using the recess air biofilter (TBAB) with integrated system of a cyclic 2–recess adsorption/desorption unit for treatment of squander gas streams *Periodicals Eng Nat Sci.*, **10** (1), 212–227 (2022). DOI: 10.21533/pen.v10i1.2556.
211. Senatore V., Zarra T., Pahunang R. R., Oliva G., Belgiorno V., Ballesteros Jr. F. C. and Naddeo V. Sustainable odour and greenhouse gas emissions control in wastewater treatment plant by advanced biotechnology–based system. *Chemic Eng Transac.*, **85** (2021). DOI: 10.3303/CET2185005.
212. Nazarova A. V., Kurnikova N. V., Molodkina N. R., Yulmetova R. F. and Sergienko O. I. Perspective of using the biological method for gaseous emissions cleaning in the food productions. *IOP Conf Ser Mater Sci Eng.*, **826**, 012032 (2020). DOI:10.1088/1757–899X/826/1/012032.
213. Choudhary P. and Srivastava R. K. Techno-economic case study: bio-fixation of industrial emissions at an Indian oil and gas plant *J Cleaner Produc.*, **266**, 121820. (2020). DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.121820.
214. Law K. L. Plastics in the marine environment. *Annu Rev Mar Sci.*, **9**, 205–229 (2017). DOI: 10.1146/annurev-marine-010816-060409.
215. Carr S. A., Liu J. and Tesoro A. G.: Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Water Res.*, **91**, 174–182 (2016). DOI: 10.1016/j.watres.2016.01.002.
216. Guo X. and Wang J. The chemical behaviors of microplastics in marine environment: a review. *Mar Pollut Bull.*, **142**, 1–14 (2019). DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.03.019.
217. Batel A., Linti F., Scherer M., Erdinger L. and Braunbeck T. Transfer of benzo(a)pyrene from microplastics to *Artemia nauplii* and further to zebrafish via a trophic food web experiment: CYP1A induction and visual tracking of persistent organic pollutants. *Environ Toxicol Chem.*, **35**(7), 1656-1666 (2016). DOI: 10.1002/etc.3361.
218. Vince J. and Hardesty B. D. Plastic pollution challenges in marine and coastal environments: from local to global governance. *Restor Ecol.*, **25**, 123–128; (2017). DOI: 10.1111/rec.12388.
219. Liu G. Z. Z., Yang Y., Sun Y., Fei Y. and Ma J. Sorption behavior and mechanism of hydrophilic organic chemicals to virgin and aged microplastics in freshwater and seawater. *Environ Pollut.*, **246**, 26–33 (2019). DOI: 10.1016/j.envpol.2018.11.100.
220. Ma J., Zhao J., Zhu Z., Li L. and Yu F. Effect of microplastic size on the adsorption behavior and mechanism of triclosan on polyvinyl chloride. *Environ. Pollut.* 254, 113104 (2019).
221. Sigler M. The effects of plastic pollution on aquatic wildlife: current situations and future solutions. *Water Air Soil Pollut.*, **225**, 2184 (2014). DOI: 10.1007/s11270-014-2184-6.
222. Krueger M. C., Harms H. and Schlosser D. Prospects for microbiological solutions to environmental pollution with plastics. *Appl Microbiol Biotechnol.*, **99**, 8857–8874 (2015). DOI: 10.1007/s00253-015-6879-4.
223. Rujnic–Sokele M. and Pilipovic A. Challenges and opportunities of biodegradable plastics: a mini review. *Waste Manag Res.*, **35**, 132–140 (2017). DOI: 10.1177/0734242X16683272.
224. Yamada-Onodera K., Mukumoto H. and Katsuyaya Y. Degradation of polyethylene by a fungus, *Penicillium simplicissimum* YK. *Polymer Degr Stabil.*, **72**, 323–327 (2001). DOI: 10.1016/S0141-3910(01)00027-1.
225. Kumar Sen S. and Raut S. 2015. Microbial degradation of low density polyethylene (LDPE): a review. *J Environ Chem Eng.*, **3** (1), 462–473. DOI: 10.1016/j.jece.2015.01.003.
226. Qi X., Ren Y. and Wang X. New advances in the biodegradation of poly(lactic) acid. *Int Biodeter Biodeg.*, **117**, 215–223 (2017). DOI: 10.1016/j.ibiod.2017.01.010.
227. Restrepo-Flórez J.-M., Bassi A. and Thompson M. R.: Microbial degradation and deterioration of polyethylene – a review. *Int Biodeterior Biodeg.*, **88**, 83–90 (2014). DOI: 10.1016/j.ibiod.2013.12.014.
228. Ammala A., Bateman S., Dean K., Petinakis E., Sangwan P., Wong S., Yuan Q., Yu L., Patrick C. and Leong K. H. 2011. An overview of degradable and biodegradable polyolefins. *Progress Polym Sci.*, **36**, 1015–1049. DOI: 10.1016/j.progpolymsci.2010.12.002.
229. Gu J.-D. Microbiological deterioration and degradation of synthetic polymeric materials: recent research advances. *Int Biodeter Biodeg.*, **52**, 69–91 (2003). DOI: 10.1016/S0964-8305(02)00177-4.