

УПРАВЛЕНИЕ МИКРОБНЫМ БЛОКОМ БИОГЕОХИМИЧЕСКОГО КРУГОВОРОТА ХЛОРОРГАНИЧЕСКИХ ПЕСТИЦИДОВ В АГРОЭКОСИСТЕМАХ. СООБЩЕНИЕ 2. БИОРЕМЕДИАЦИЯ ЭКОСИСТЕМ, ЗАГРЯЗНЕННЫХ ХОП

© 2024 г. В. Н. Башкин^{1,*}, Р. А. Галиулина²

¹Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН

142290 Московская обл., Пущино, ул. Институтская, 2, Россия

²Институт фундаментальных проблем биологии РАН

142290 Московская обл., Пущино, ул. Институтская, 2, Россия

*E-mail: vladimirbashkin@yandex.ru

В работе рассмотрены концептуальные и технологические подходы, основанные на современных знаниях в области агрохимии, экотоксикологии и биогеохимии пестицидов. Показаны пути микробиологической трансформации и деградации хлорорганических пестицидов (ХОП) в почве и природных водах в связи с их биоремедиацией. Приведена оценка экологического риска. Охарактеризовано применение биогеохимических технологий как для оценки загрязнения агроэкосистем, так и для управления микробным блоком биогеохимических циклов при их биоремедиации.

Ключевые слова: агроэкосистемы, хлорорганические пестициды, загрязнение, биогеохимические технологии, биоремедиация.

DOI: 10.31857/S0002188124110095, **EDN:** АНЖХКТ

ВВЕДЕНИЕ

Под действием биологических, физических, физико-химических и химических экофакторов и процессов пестициды, как и любые другие ксенобиотические или природные соединения, подвергаются в полевых условиях фото- и термическому превращению, гидролизу, иммобилизации почвенными компонентами и биотой, биотрансформации и биодеградации, миграции и выщелачиванию, улетучиванию и испарению. Остатки пестицидов отчуждаются из ландшафта с продукцией растениеводства. Все эти процессы обусловливают исчезновение пестицида из почвы и других элементов ландшафта, т.е. происходит самоочищение – чрезвычайно важный природный процесс. В почве и воде (поверхностных водоисточников) поведение пестицидов во многом определяется происходящим под действием почвенных микроорганизмов и (или) ферментов процессом, приводящим к образованию более простых по структуре метаболитов. При этом различают основные метаболиты, составляющие в момент определения не менее 5–10% от остатков пестицида (или >0.01 мг/кг), и минорные.

Естественные процессы, которые расщепляют токсичные химические вещества в окружающей среде

и включают их в природные биогеохимические круговороты, могут быть использованы для разработки безопасной и экологически чистой технологии дезактивации хлорорганических пестицидов (**ХОП**). Биоразложение пестицидов включает в себя их окисление, гидроксилирование, расщепление ароматического кольца, гидролиз, дегалогенирование, д-алкилирование или образование конъюгатов. Эти процессы уже хорошо изучены в последнее время.

Биоремедиация – это инновационная технология, которую часто используют для очистки загрязненных территорий. Эта технология экономически эффективна и становится все более привлекательной. Загрязнение почв и донных отложений, а также грунтовых и поверхностных вод можно устраниć с помощью биоремедиации. Скорость естественной микробной деградации загрязняющих веществ можно увеличить, применяя различные технологические приемы биоремедиации. Этот подход включает внесение питательных веществ, источников углерода или доноров электронов. Этот процесс может быть осуществлен с использованием нативных микроорганизмов или путем добавления обогащенной культуры микроорганизмов. Результатом биоремедиации является включение ксенобиотиков в биогеохимические циклы

и их полная минерализация до H_2O и CO_2 без образования промежуточных продуктов. Эффективность биоремедиации может быть достигнута только там, где экологические условия способствуют развитию микробов. Применение технологий биоремедиации часто включает в себя управление условиями окружающей среды, способствующими росту микробов. Процессы биоремедиации можно разделить на 2 категории: *ex situ* и *in situ*. Технологии биоремедиации *ex situ* включают использование биореакторов, биофильтров и различных методов компостирования, тогда как *in situ* включает биостимуляцию, биовентиляцию, биобарботирование, системы орошения и выращивание различных растений. Низкая стоимость и эффективность являются наиболее привлекательными сторонами этой технологии [1–3].

Цель работы – анализ приемов биоремедиации агроэкосистем, загрязненных хлорорганическими препаратами, путем управления микробным блоком биогеохимических круговоротов.

УПРАВЛЕНИЕ МИКРОБНЫМ БЛОКОМ БИОГЕОХИМИЧЕСКОГО КРУГОВОРОТА ХОП

В полевых условиях невозможно запрограммировать варьирование параметров какого-либо экофактора на фоне неизменного состояния всех остальных. Многофакторный полевой эксперимент ограничен как временными, так и погодными и другими локальными условиями. Поэтому действие экофакторов на трансформацию и разложение пестицидов выявляется с помощью разнообразных экспериментальных моделей и стандартизации почвенных условий [1, 4–7]. Необходимость интенсивного использования приемов экспериментального моделирования поведения пестицидов обусловлена ужесточением требований природоохранных организаций к обоснованию эффективного и безопасного применения этих агрохимикатов, резким удорожанием стоимости регистрации и разработки промышленной технологии каждого нового пестицида. Например, в 1950 гг. данные затраты в мире составляли 1.2 млн долл., в 1960 гг. – 5.5 млн, а в 1970 гг. – уже более 10 млн долл. [8]. В настоящее время эти величины существенно больше. Например, общие номинальные затраты на открытие и разработку нового активного ингредиента, предназначенного для использования при защите растений, почти удвоились между 1995 и 2015 г. – от 152 до 286 млн долл. [9]. Такой рост во многом обусловлен экологическими требованиями как к применению этих ксенобиотиков, так и к их дальнейшей судьбе в окружающей среде. Эта судьба, как показано нами ранее, определяется главным образом способностью почвенной микрофлоры осуществлять биоразложение этих препаратов и их включение в биогеохимические циклы.

Показано, что вклад сапропитной почвенной микрофлоры в разложение пестицидов и многих других ксенобиотиков, во включение их в природные циклы является определяющим элементом [10–12], в то время как в самоочищении водоисточников (в особенности в начальный период) основная роль принадлежит, по-видимому, абиотическим процессам [13–15].

Исследование микробного метаболизма почвенных пестицидов помогает во многом понять механизм их токсического действия, поведение основных и миорных метаболитов пестицидов, разработать оптимальные приемы уничтожения отходов их производства, оценить роль индукторов биоразложения в самоочищении ландшафта от остатков токсикантов и возможность использования ингибиторов биоразложения пестицидов с целью уменьшения их непроизводительных потерь при систематическом внесении в почву близких по строению препаратов.

Хотя лабораторный эксперимент и позволяет определить параметры деградации пестицидов в определенных “идеальных” и сравнимых условиях, но лишь в полевом эксперименте (результаты которого зависят от конкретных условий окружающей среды) суммируются все сведения о состоянии токсического вещества в почве [16]. Следовательно, сопоставление результатов полевых и лабораторных экспериментов дает наиболее полное представление о поведении пестицида в почве. Это имеет важное значение как для эффективного и безопасного применения пестицидов, так и для прогнозирования скорости самоочищения элементов ландшафта от их остатков, т.е. для биоремедиации различных экосистем.

Для получения правильного представления о динамике биоразложения и биотрансформации пестицида в почве необходимо располагать данными о формах и степени связи препарата с почвенными компонентами. Хотя модельные эксперименты с такими сорбентами, как вторичные минералы, оксиды металлов, гумусовые кислоты, угли, целлюлоза, силикагели, ионообменные смолы, наконец, модифицированная почва (обработанная перекисью водорода или сильными электролитами), позволяют получать полезную информацию о специфике сорбции пестицида, а использование природных почвенных образцов в экспериментах по оценке сорбционно-десорбционного взаимодействия пестицида и почвы следует считать обязательным. Это связано прежде всего с тем, что почва – не механическая смесь составляющих ее ингредиентов, а уникальное биокосное природное тело, которое вследствие своей буферности (обязанной тонкодисперской фракции органо-минеральных коллоидов) способно образовывать различные связи с органическими и минеральными соединениями. Только почва благодаря наличию в ней разнообразной биоты и иммобилизованных

ферментов способна трансформировать и разлагать практически любые природные и ксенобиотические вещества. Следует отметить способность почвы поддерживать гомеостаз микробиоты, наличие в ней огромного пула самых разнообразных по функциям и систематическому положению микроорганизмов и дублирование каждого процесса превращения веществ в почве множеством разных микробов.

Имеется еще один аспект необходимости и приоритетности экспериментов для изучения динамики содержания пестицидов в стандартных почвенных условиях. Например, по концепции, разработанной еще в конце XX века [17], при одномоментном ингибировании пестицидом одного из показателей функционирования почвенного микробоценоза (например, численности микроорганизмов) на 80–90% он не выходит за рамки его естественной флюктуации при условии, что продолжительность действия токсиканта не превышает 30 сут. Если этот период продлится до 60 сут, то действие токсиканта оценивается как допустимое, свыше 90 сут – как критическое. Период действия пестицида до 30 сут вполне соизмерим с флюктуациями различных показателей почвенного микробоценоза вследствие понижения температуры, недостатка в почве влаги, питательных веществ или кислорода. Поэтому в первую очередь важно изучить динамику содержания в почве и почвенной суспензии стойких и среднестойких пестицидов, учитывая при этом степень сорбции их почвой или донным осадком. Таким образом, наблюдения за индикаторными микроорганизмами (процессами) следует проводить как минимум трижды: вскоре после применения пестицида, затем спустя один и два месяца.

Итак, основными задачами стандартизированного экотоксикологического эксперимента при оценке вклада биодеструкции в самоочищение почвы от пестицида и ее биоремедиацию являются определение степени и форм связи препарата с почвой и выяснение роли биологических и абиотических факторов в процессе самоочищения почвы. С этой целью экотоксикологические исследования пестицида целесообразно начинать с изучения сорбции его почвой. Для вычленения из процесса самоочищения вклада биотрансформации и биодеструкции почвенные образцы и (или) суспензии подвергают стерилизации [18].

Главнейшей особенностью почвенных микроорганизмов является их способность доводить разложение природных органических соединений до полной минерализации. В природе не существует органического соединения, идет ли речь о мономерах или полимерах, которые не включались бы в природные биогеохимические циклы и не разлагались бы гетеротрофными (хемоорганотрофными) микроорганизмами до углекислоты и воды [19]. Однако в последние десятилетия в окружающую среду

непрерывно поступают синтетические органические соединения, включая пестициды, с которыми микроорганизмы никогда ранее не сталкивались. Поэтому негативные последствия применения современных пестицидов определяются тем, в какой мере и как долго они сами или их основные метаболиты сохраняются в элементах ландшафта. Для того чтобы хотя бы приближенно судить об этом, а также располагать сведениями об основных метаболитах вновь синтезированного пестицида в почвенной и водной средах, необходимо владеть лабораторными (по возможности унифицированными и экспрессными) методами испытаний ксенобиотиков. Попытки создания таких методик неоднократно предпринимали многие исследователи, их критический анализ и обобщение накопленных экспериментальных данных экотоксикологической оценки пестицидов и других ксенобиотиков выполнен Р.В. Галиулиным с соавторами, в частности в работах [1, 20]. Также выполнена оценка экологического риска [21–23].

Следует подчеркнуть необходимость проведения опытов по биоразложению пестицидов именно в условиях естественных сред обитания микроорганизмов-деструкторов, что продиктовано следующими обстоятельствами:

- в подобных стандартизованных условиях возможно проведение как однофакторных, так и многофакторных экспериментов;
- экспериментируя с нативными образцами почв и вод, удается оценить действие смешанной популяции микрофлоры на пестицид, изучить кооперативное воздействие различных форм микроорганизмов на ксенобиотик, с тем чтобы в последующем методом накопительной культуры выделить наиболее активные формы микроорганизмов-деструкторов с целью создания для них по возможности оптимальных экологических условий или, напротив, подбора для них эффективных ингибиторов, при этом способность к биодеградации пестицидов у микробных сообществ, обитающих в почве и воде (поверхностных водоисточников), может быть выше, чем у чистых культур;
- при использовании чистых культур исключается такой важный фактор, как обмен генетическим материалом между разными формами микроорганизмов, например [24, 25], а также комменсализм. Благодаря последнему одни микроорганизмы осуществляют первичную трансформацию ксенобиотика, другие ее продолжают, а третьи завершают деструкцию;
- только в условиях контролируемых вегетационных опытов оказывается возможным установить роль в самоочищении почвы ризосферных микроорганизмов – особой компоненты ее микробной популяции, метаболизирующей

корневые выделения растений. Если в расчете на 1 г почвы корнеобитаемого слоя численность микроорганизмов составляет $n \times 10^7 - n \times 10^8$, то в ризосфере растений — $n \times 10^{10}$. Микрофлора ризосферы и ризопланы как деструктор пестицидов начала привлекать внимание исследователей в конце XX века. Например, в ризосфере сахарного тростника (ЮАР) численность микроорганизмов-деструкторов 2,4-Д в 34–200 раз больше в сравнении с усредненным почвенным образцом [26];

- эксперименты с нативной почвой и водой позволяют не только вычленить биологическую составляющую самоочищения, но и оценить этот процесс в условиях сорбции (твёрдой фазой почвы, донными осадками) значительной части пестицида и его метаболитов, причем степень поглощения последних может быть существенно больше, чем исходного препарата;
- для всех отмеченных выше процессов, как правило, необходимы аэробные условия, однако биохимическое дегалогенирование может происходить и в анаэробных условиях. В последнем случае у арил- и алкен-галоидзамещенных соединений галоген замещается водородом. Поскольку существуют природные галоидорганические соединения, становится понятным, почему почвенные микроорганизмы имели достаточно времени для генетической адаптации к этим субстратам, их трансформации и деструкции.

Ферменты микроорганизмов, катализирующие биоразложение пестицидов, не должны обладать высокой специфичностью. В то же время субстрат не должен оказывать блокирующее действие на активную группу фермента. Ксенобиотик, как правило, способен индуцировать синтез фермента биодеградабельности, что определяется его сходством с естественным субстратом. Только этим можно объяснить, почему скорость биодеградации уменьшается, например, с увеличением числа атомов галоида в молекуле пестицида. Если ксенобиотик не способен к индукции фермента, то его деструкция будет происходить лишь при наличии в среде естественного индуктора.

Часто в почвенном микробоценозе индуцируется синтез ферментов, разлагающих как субстрат, так и образующийся при этом метаболит. Полная минерализация ксенобиотика осуществляется лишь в том случае, когда он атакуется биотой микробного сообщества, а не одного какого-то вида. Это объясняется тем, что ни один из видов микроорганизмов не содержит полного набора ферментов биодеградации. При таком кооперативном взаимодействии возможны следующие процессы:

- при утилизации ксенобиотика образуются метаболиты, являющиеся источниками

питания для различных видов, населяющих сообщество;

- в процессе взаимодействия токсические метаболиты не накапливаются, а утилизируются другими видами;
- при взаимодействии сообщества с ксенобиотиком к нему быстрее адаптируются разные виды микроорганизмов;
- сообщество микробных видов воздействует на разные функциональные группы (радикалы) ксенобиотика, это свойство не может проявляться у одного единственного вида микроорганизма;
- биодеструкция ксенобиотика в микробном сообществе часто осуществляется в процессе ко-метаболизма;
- в сообществе интенсивнее осуществляются разнообразные биохимические процессы;
- утилизация ксенобиотика может оптимизироваться благодаря наличию в среде по крайней мере нескольких промежуточных метаболитов, продуцируемых различными членами микробного сообщества;
- при участии различных микроорганизмов происходит включение разнообразных составляющих ксенобиотиков в природные биогеохимические циклы.

Были изучены различные бактериальные ассоциации штаммов, способных к деструкции ДДТ (табл. 1).

На основании результатов, полученных при анализе культуральной среды методом ВЭЖХ, установлено, что в течение первого месяца культивирования наиболее эффективно ДДТ разлагала бактериальная ассоциация НК3-3, однако через 10 мес. максимальная убыль субстрата отмечена при культивировании ассоциации НК3-31 (табл. 2). Известны бактериальные сообщества, а также индивидуальные штаммы, осуществляющие разложение 80–96% ДДТ при исходной концентрации 50–100 мг/л за аналогичный отрезок времени.

Описаны бактериальные штаммы, способные за 30 сут осуществлять разложение 40–64% ДДТ при исходной концентрации 200 мг/л. Таким образом, сообщества аэробных бактерий, полученные в результате селекции, не уступают по своей деградативной активности известным индивидуальным штаммам-деструкторам ДДТ, а также бактериальным сообществам, трансформирующими ДДТ [27].

В целом способность микробного сообщества к биодеградации ксенобиотика всегда больше (и в качественном, и в количественном отношении) в сравнении с чистой культурой. Оно всегда лучше функционирует в условиях проточной культуры (непрерывного культивирования) по сравнению

Таблица 1. Идентификация штаммов-деструкторов ДДТ

Сообщество	Штамм	Типовой штамм	Сходство, %
HK3-2	WD4p	<i>Cupriavidus basilensis</i> CCUG 49340(T)	99.90
	WD5p	<i>Bosea thiooxidans</i> DSM 9653 ^T	99.68
	WD24	<i>Kocuria rosea</i> DSM 20447(T)	99.37
	WD25	<i>Kocuria rhizophila</i> DSM 11926 ^T	99.87
HK3-3	WD100	<i>Sphingobium yanoikuya</i> ATCC51230(T)	100
	WD101	<i>Chryseobacterium profundimaris</i> DY46 ^T	100
	WD13p	<i>Mesorhizobium qingshengii</i> CCBAU33460 ^T	96.69
	WD16p	<i>Terrabacter carboxydivorans</i> PY2 ^T	100
HK3-31	WD10.1	<i>Cupriavidus basilensis</i> CCUG 49340 ^T	99.88

Таблица 2. Разложение ДДТ аэробными бактериальными сообществами, %

Время, сут	Бактериальное сообщество				Минеральный контроль
	HK3-1	HK3-2	HK3-3	HK3-31	
30	52.2	57.7	96.3	32.7	0.2
300	89.3	97.8	96.4	100	2.1

с периодическим режимом. При этом скорость роста микроорганизмов-деструкторов должна быть умеренной, а содержание органического углерода в среде – невысоким. Именно в этом случае создаются оптимальные условия для отбора мутантов, способных деструктировать ксенобиотик. Активные формы образуются как за счет мутаций, так и благодаря привнесению извне. Напротив, бактериальная клетка в условиях изоляции имеет очень ограниченные возможности к адаптации, в чистой культуре возможны лишь случайные мутации – явление, крайне редкое в природе.

Возможность полной утилизации ксенобиотика в условиях микробного сообщества повышается и благодаря гораздо большему генетическому пулу различных ферментов. При этом успешнее осуществляется и передача (обмен) от клетки к клетке разнообразного генетического материала. Наиболее важным механизмом генного переноса является конъюгация, в процессе которой конъюгативные плазмида переносятся от одной бактерии к другой. Такие плазмида способны преодолевать генетические барьеры 2-х разных видов и тем самым обеспечивать себе более широкий круг хозяев. Плазмида, кодирующая ДНК, должна встроиться в хромосому реципиента, после чего появляется возможность репликации или передачи наследственной информации для синтеза фермента биодеградации.

В настоящее время генная инженерия добивается успехов: свойство устойчивости микробной клетки к гербицидам сейчас оказывается возможным передавать высшим растениям и тем самым конструировать такие сорта ценнейших культур, которые оказываются устойчивыми к действию различных

ксенобиотиков. Ранее это уже было выполнено для устойчивости пшеницы к неселективному гербициду глифосату [28]. Нет сомнения в том, что в недалеком будущем мы научимся конструировать *in situ* и ассоциации микроорганизмов-деструкторов, способные очищать почвы и другие элементы ландшафта от остатков самых стойких органических пестицидов. В условиях закрытых экосистем успешность подобного подхода неоднократно демонстрировали. При этом, очевидно, речь должна идти не о замене естественных почвенных микробных ценозов искусственными, а о внедрении в геном обычных микробных клеток носителей наследственной информации (плазмид, транспозонов и др.), кодирующей свойство продуцировать ферменты биодеградации в ответ на содержание в окружающей среде разнообразных органических поллютантов.

Биогеохимические технологии биоремедиации экосистем, загрязненных ХОП. ДДТ (1,1,1-трихлор-2,2-бис(*n*-хлорфенил)этан) – один из лучших синтетических пестицидов. Впервые синтезирован в 1874 г., хотя его пестицидные свойства не были обнаружены до 1939 г. Его использовали для борьбы с комарами, распространением малярии, тифа и других болезней, передающихся насекомыми, среди как военных, так и гражданского населения во время 2-й мировой войны. После войны был изготовлен ДДТ, доступный для использования в качестве сельскохозяйственного инсектицида. Этот ХОП – высокогидрофобное, бесцветное, кристаллическое твердое вещество со слабым, специфическим химическим запахом. Он практически нерастворим в воде, но хорошо растворяется в большинстве органических растворителей, жиров и масел. ДДТ не встречается в природе,

но его получают реакцией хлорилирования (CCl_3CHO) с хлорбензолом ($\text{C}_6\text{H}_5\text{Cl}$) в присутствии серной кислоты, которая действует как катализатор.

Коммерческий ДДТ представляет собой смесь нескольких родственных соединений. В нем есть значительное количество (15%) дихлордифенилдихлорэтилена (ДДЕ) и дихлордифенилдихлорэтана (ДД).

Поскольку остатки ДДТ являются липофильными, они имеют тенденцию накапливаться в жировых тканях поглощающего организма по пищевой цепи. Было показано, что почти все продукты питания, включая обработанные пищевые продукты, содержат высокий уровень остатков ДДТ. Высокий уровень ДДТ и его метаболитов были обнаружены в жировой ткани человека, плазме крови, печени, мозге, плаценте и даже в грудном молоке. Это потенциальный эндокринный разрушитель как у птиц, так и у млекопитающих [29].

Следовательно, необходимо по возможности исключить попадание ХОП в биогеохимические пищевые цепи. Это должно быть осуществлено в начальных звеньях биогеохимического круговорота в процессе биодеградации ксенобиотиков.

Как уже показано выше, ряд микроорганизмов способен разлагать ДДТ. К ним относятся, в частности, бактерии *Escherichia coli*, *Enterobacter cloacae*, *Klebsiella pneumonia*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Pseudomonas putida*, *Bacillus species*, *Hydrogenomonas*, а также грибы *Saccharomyces cervisiae*, *Phanerochaete chrysosporium*, *Trichoderma viridae*.

Хотя ДДТ метаболизируется путем совместного метаболизма, известно большое количество факультативных и облигатных микроорганизмов, работающих в подходящих условиях. Не известен ни один микроорганизм, который использует ДДТ в качестве единственного источника углерода и энергии [30].

Учитывая потенциальное негативное воздействие загрязнения ДДТ, необходимо определить эффективные методы восстановления экосистем. Для разложения или преобразования ДДТ в менее токсичные соединения использовали несколько методов. Было показано, что бактерии и грибы белой гнили (BRF) усиливают процесс разложения в почве, причем как чистые, так и смешанные культуры. Недавно в качестве экологически безопасной обработки был применен биологический подход с использованием новых биологических источников для разложения ДДТ, например грибов бурой гнили, компоста из на-воза крупного рогатого скота (CMC) и отработанных грибных отходов (SMW). Показана способность этих BRF, CMC и SMW разлагать ДДТ, включая механизмы и пути разложения в загрязненной почве [31].

Биодеградация ДДТ в почве была оценена для различных исследованных сочетаний грибов белой гнили и лакказы. При этом символ ДДТ используется

для суммы *n,n'*-ДДЕ, *o,o'*-ДДТ, *n,n'*-ДД и *n,n'*-ДДТ в почве. Результаты показали, что остатки ДДТ в почвах с разным уровнем pH снизились на 79, 76, 73, 70 и 67% через 28 сут инкубации с грибами белой гнили и лакказой соответственно. Остаточные количества ДДТ в порядке убывания pH почв были следующим: pH 4.5 > pH 3.5 > pH 5.5 > pH 2.5 > pH 6.5. Содержание ДДТ в почвах, инкубированных с грибами белой гнили и лакказой, снижалось с увеличением уровня загрязнения ДДТ, остатки ДДТ уменьшались на 47, 56 и 70% после 28 сут инкубации с грибами белой гнили и лакказой соответственно.

Показано, что грибы белой гнили и экстракт лакказы могут быстро и эффективно разлагать ДДТ в почве [32]. Гриб бурой гнили (*Gloeophyllum trabeum*), как известно, имеет возможность разлагать ДДТ, но этот процесс может проходить достаточно медленно и потребовать долгосрочной ремедиации. В ходе исследования было установлено влияние добавления таких бактерий, как *Bacillus subtilis*, *Pseudomonas aeruginosa* и *Ralstonia Pickettii*, на биоразложение ДДТ *G. trabeum*. Показано, что при добавлении бактерий *B. subtilis*, *P. aeruginosa* и *R. pickettii* в культуру *G. trabeum* биоразложение ДДТ увеличилось примерно до 62.0, 74.7 и 75.7% соответственно, при этом *G. trabeum* смог разложить ДДТ только на 54.5% за 7 сут инкубации. *R. pickettii* усилил процесс разложения, при этом добавление 10 мл раствора, содержащего эти бактерии, показало самый высокий результат – 92.4% в течение 7 сут инкубации. ДДД был обнаружен как метаболит в результате реакции дехлорирования. Это исследование показало, что смешанные культуры *G. trabeum* и *R. pickettii* можно использовать для разложения ДДТ [33].

Для почв, загрязненных ДДТ, были исследованы изменения в микробных популяциях, в показателях активности ферментов, в бактериальной активности и структуре микробоценоза при биоремедиации с использованием *Stenotrophomonas* sp. Strain DXZ9 и выращиванием райграса. Выявлено, что уровень биоразложения составил 81% для ДДТ и 55% для ДДЕ (69% для суммы ДДТ и метаболитов) в системе райграс–микробион. Активность микробов была заметно выше, а количество бактерий резко увеличилось с 7.32×10^6 до 2.56×10^8 клеток/г в течение 10 сут благодаря успешной колонизации штаммов и воздействию ризосфера райграса. Также была отмечена достоверная разница в численности грибов при выращивании райграса при сравнении данных на 30-е и 90-е сут с данными на 210-е сут. Численность актиномицетов в почве при выращивании райграса была больше, чем без райграса, и это указывало на то, что в почве под посевом райграса значительно увеличивалось количество микроорганизмов. Активность полифенолоксидазы, дегидрогеназы и катализы значительно возрастала под действием сочетания вариантов с выращиванием райграса и внесения

микробов, а изменения активности уреазы были выражены меньше. Таким образом, предлагаемая технология совместного использования определенных штаммов микроорганизмов и определенных растений при биоремедиации почв, загрязненных ДДТ и его метаболитами, может быть перспективной [34].

Один штамм эктомикоризных грибов, *Xerocomus chrysenteron*, был исследован на предмет его способности разлагать ДДТ путем измерения меченого ^{13}C ДДТ и идентификации его метаболитов и определения минерализации [^{13}C]ДДТ в чистых культурах. После 45-суточной инкубации $\approx 55\%$ добавленного ДДТ исчезло из системы культивирования, $<5\%$ осталось в питательном растворе, а $\approx 44\%$ удерживалось в мицелии. Иноокуляция мицелием усилила разложение ДДТ в почве и снижала его поступление в растения. Метаболиты идентифицированы методом газовой хромато-масс-спектрометрии: определяли 1,1-дихлор-2,2-бис(4-хлорфенил)этан (ДД), 1,1-дихлор-2,2-бис(4-хлорфенил)этилен (ДДЕ) и 4,4-дихлорбензофенон (ДБФ). Были выявлены существенные различия в $d^{13}\text{C}$ высвободившегося CO_2 между культурами [^{13}C]ДДТ и ДДТ, что указывало на способность *X. chrysenteron* минерализовать ДДТ до CO_2 [35].

ДДТ и его основные метаболиты (ДДЕ и ДДД) широко распространены в окружающей среде, но еще недостаточно информации об их воздействии на нецелевую микрофлору (особенно микроводоросли и цианобактерии) и ее активность в долговременно загрязненных почвах. По этой причине почва, длительное время загрязненная ДДТ, была проверена на наличие остатков ДДТ и токсичность для микроорганизмов (бактерий, грибов, водорослей), микробной биомассы и дегидрогеназной активности. Кроме того, было выделено 5 чистых культур из разных мест (2 одноклеточные зеленые водоросли и 3 динитрогенсвязывающие цианобактерии), и они были проверены на их способность метаболизировать ДДТ. Количество жизнеспособных бактерий и водорослей снижалось по мере увеличения загрязнения ДДТ, в то время как количество грибов, микробная биомасса и активность дегидрогеназы повышались в средне-загрязненной почве (27 мг остатков ДДТ/кг почвы). Все тестируемые параметры существенно ингибировались в сильно загрязненной почве (34 мг остатков ДДТ/кг почвы). Видовой состав водорослей и цианобактерий изменился в загрязненных почвах, а чувствительные виды пропали в средне- и сильнозагрязненных почвах. Это позволило предположить, что эти организмы могут быть полезны в качестве биоиндикаторов загрязнения.

Микробная биомасса и активность дегидрогеназы могут оказаться не очень полезными в качестве биоиндикаторов загрязнения, поскольку на эти параметры потенциально могло повлиять увеличение количества грибков, вероятно устойчивых к ДДТ.

Все протестированные виды водорослей метаболизировали ДДТ до ДДЕ и ДДД, однако трансформация до ДДД была более значительной в случае наличия азотфикссирующих цианобактерий [36].

Известно, что дождевые черви могут усилить разложение ДДТ в почвах, основные механизмы и микроорганизмы, участвующие в этих процессах трансформации, еще окончательно не ясны. Была изучена трансформация ДДТ в стерилизованных/нестерилизованных дрилосферах и недрилосферных матрицах и были идентифицированы деструкторы ДДТ с помощью метода ДНК-стабильного изотопного зондирования. Результаты показали, что разложение ДДТ в нестерилизованных дрилосферах происходило быстрее, чем в стерилизованных. Дождевые черви увеличивали убыль ДДТ главным образом за счет улучшения свойств почвы, тем самым стимулируя воздействие природных микроорганизмов. Абиотической деградации или накопления ДДТ в тканях червей не наблюдали. Десять новых родов, включая *Streptomyces*, *Streptacidiphilus*, *Dermacoccus*, *Brevibacterium*, *Bacillus*, *Virgibacillus* были идентифицированы как бактерии, способные к расщеплению кольца ДДТ в 5-ти протестированных матрицах. *Bacillus* и *Dermacoccus* также могли играть жизненно важную роль в дехлорировании ДДТ, поскольку наблюдали их заметный рост во время инкубации. Результаты этого исследования дают убедительные доказательства в пользу применения дождевых червей для восстановления почв, загрязненных ДДТ, и подчеркивают важность использования комбинаций различных биологических методов [37].

Между остаточными концентрациями ДДТ и его метаболитами в почвах существует тесная прямая зависимость, свидетельствующая о равновесных процессах трансформации пестицида в природных условиях. Значимые корреляционные связи ДДТ и его производных с физико-химическими свойствами почв – pH, ЕКО, содержанием гумуса, физической глины ($r = 0.56\text{--}0.94$ при уровне значимости 95%) усиливаются в ряду ДДТ \rightarrow ДДД \rightarrow ДДЭ, т.е. в направлении образования более стабильных метаболитов. Уровни присутствия и соотношение метаболитов ДДТ и изомеров ГХЦГ в растениях в целом наследуют эти показатели в исходных почвах. На глубине ДДТ и ГХЦГ разлагаются менее интенсивно, чем в приповерхностных условиях, эта же закономерность характерна для более высоких остаточных концентраций этих пестицидов в почве. Уровень трансформации ДДТ и ГХЦГ в целом зависит от срока их нахождения в почвах: например, в условиях горного Алтая полураспад исходных концентраций ДДТ происходит в среднем за 50–70 лет, а полный его распад – за 300–500 лет [38].

Удаление ДДТ и его метаболитов ДДД и ДДЕ (суммарно обозначаются как **DDx**) из загрязненных почв

имеет несомненный экологический приоритет, поскольку почва служит депо при применении этих поллютантов. ХОП также могут медленно рассеиваться в почве вследствие абиотических процессов. В обогащенных железом почвах двухвалентное железо ($\text{Fe}(\text{II})$) играет важную роль в восстановительном процессе при трансформации хлорированных соединений. С участием почвенных микроорганизмов хлорсодержащие соединения могут подвергаться более быстрой трансформации вследствие восстановительной способности как микроорганизмов, так и биогенного $\text{Fe}(\text{II})$, образуемого этими микроорганизмами. Например, железоредуцирующие бактерии в почвах могут восстанавливать минералы железа в биогенный $\text{Fe}(\text{II})$ и тем самым повышать скорость дехлорирования DDx в бескислородных условиях [39–41].

Почвенные микроорганизмы, такие как бактерии и грибы, могут разлагать DDx непосредственно как в чистых питательных средах, так и в природных почвах. Например, было показано, что штаммы *Alcaligenes eutroplus A5*, *Serratia marcescens DT-1P*, *Pseudomonas fluorescens* и грибы могут активно разлагать ДДТ с образованием ДДД как продукта трансформации [42–45]. Был выделен штамм *Pseudomonas* sp. из почвы, загрязненной DDx, и этот штамм оказывал эффективное деградационное воздействие на ДДТ с продуцированием 4-хлорбензойной кислоты как одного из метаболитов [46]. Следовательно, микроорганизмы с потенциалом для разложения этих соединений могут присутствовать в почве [47]. Таким образом, биоремедиация, основанная на применении бактерий, образующих биогенный $\text{Fe}(\text{II})$, может быть оптимальной биогеохимической технологией для удаления хлорированных загрязнителей из загрязненных почв.

Следовательно, необходимо рассмотрение биогеохимических процессов, лежащих в основе таких технологий. Известно, что биогеохимические циклы макроэлементов и микроэлементов оказывают важное влияние на формирование различных соединений, включающих $\text{Fe}(\text{II})$ [48, 49]. Гуминовые вещества (ГВ) относятся к числу основных органических компонентов бескислородной почвы, они обладают окислительно-восстановительной активностью и используются микроорганизмами в качестве питательных веществ. Кроме того, ГВ, как сообщается, ускоряют микробное восстановление $\text{Fe}(\text{III})$, действуя как переносчики электронов между клеткой и $\text{Fe}(\text{III})$ различных минералов [50], что приводит к увеличению образования биогенного $\text{Fe}(\text{II})$. Например, динатриевая соль антрахинон-2,6-дисульфокислоты (AQDS), аналог соединений ГВ, может переносить электроны к минералам, содержащим железо, при разложении хлорированных соединений в качестве терминальных акцепторов электронов [51, 52]. Однако роль таких явлений в трансформации ХОП еще мало изучена. Важно понимать значимость микроорганизмов и тех микробных процессов,

с которыми связано использование ДДТ в качестве терминального акцептора электронов; это очень актуально при современном загрязнении окружающей среды и продолжающейся роли ХОП в этих процессах. Следовательно, механизм, с помощью которого микробные сообщества изменяются при транспорте электронов в анаэробных условиях в богатых железом почвах должен быть дополнительно исследован. Необходимо изучить формирование структур, адсорбирующих $\text{Fe}(\text{II})$ и изменение микробных сообществ при трансформации ДДТ в богатых железом рисовых почвах, а также понимать механизм действия микробов при трансформации ДДТ в почвах. Важно изучить кинетику биодеградации ДДТ микроорганизмами, особенно в рисовых почвах; изучить биогенное образование $\text{Fe}(\text{II})$ в процессе трансформации ДДТ; изучить влияние экзогенных источников углерода (глюкозы или лактата) и электрон-медиаторов (AQDS) на микроорганизмы, трансформирующие ДДТ; определить структуру микробного сообщества при трансформации ДДТ в анаэробных условиях в почве [53].

Биоремедиация в системе почва–поверхностные воды. Длительное применение ХОП в прошлом, особенно в сельском хозяйстве, оставило их характерные признаки в виде различных остаточных количеств и соотношений исходных соединений, их метаболитов и изомеров в окружающей среде и, в частности, в системе почва–поверхностные воды. Биогеохимический подход позволяет объективно и корректно идентифицировать по остаточным количествам и соотношениям различных веществ из состава ХОП не только происходящие процессы их аккумуляции, трансформации и миграции, но и выявить экологический риск загрязнения данными ксенобиотиками системы почва–поверхностные воды, а при необходимости предложить различные технологии биоремедиации этой системы.

Сущность концепции эколого-биогеохимической оценки “отпечатков” ХОП в виде различных остаточных количеств и соотношений исходных соединений, их метаболитов и изомеров состоит в следующем: 1 – в получении по ним объективной информации об экотоксикологической ситуации в системе почва–поверхностные воды природно-экономических регионов, а именно об интенсивности применения в прошлом основных препаратов ХОП, о времени загрязнения почвы их остатками, о процессе трансформации ХОП и длительности сохранения их остатков в почве, о процессе миграции остатков ХОП в системе почва–поверхностные воды; 2 – в выявлении экологического риска загрязнения ХОП системы почва–поверхностные воды; 3 – в предложении (при необходимости) комплекса профилактических и ремедиационных мер по снижению экологического риска загрязнения ХОП системы почва–поверхностные воды.

Поступая с поверхностным стоком или оросительной водой в водные экосистемы, ДДТ и ГХЦГ мигрируют в цепи вода → донные отложения → гидробионты (организмы, обитающие в водной среде) и, помимо донных отложений, накапливаются в последнем звене этой цепи. Однако отсутствие на сегодня ПДК хлорорганических соединений для донных отложений не позволяет дать объективную оценку качественного состояния водных объектов. Крайняя необходимость в разработке этих ПДК связана с существованием риска вторичного загрязнения водной массы хлорорганическими соединениями из донных отложений. Попадание поглощенных пестицидов таким образом в воду происходит при следующих обстоятельствах: взмучивании донных отложений под действием ветра или из-за увеличения скорости течения, а также при драгировании, т.е. изъятии донных отложений при дноуглубительных работах, при резком повышении рН или температуры воды. Последнее становится возможным при попадании в водные объекты сточных вод из химических комбинатов или тепловых и атомных электростанций [54].

Экологический риск загрязнения ХОП системы почва—поверхностные воды проявляется в обнаружении их содержания больше санитарно-гигиенических нормативов в растениях, идущих в пищу, при их выращивании на загрязненных почвах и в рыбной продукции из водных объектов, куда попадают ксенобиотики с коллекторно-дренажной или речной водой. При этом количества ХОП в продуктах питания являются “отпечатками” их соотношений в почве, воде или донных отложениях. Однако при содержании ХОП в продуктах питания меньше ПДК или ОДК не меньший риск представляет кумулятивное действие на животных и человека ДДТ и ГХЦГ, характеризующихся соответственно сверхкумуляцией ($K_{кум} < 1$) и выраженной кумуляцией ($K_{кум} = 1$), что связано с накоплением ксенобиотиков в организме при многократном поступлении относительно небольших их количеств, приводящим в результате к интоксикации, часто заканчивающимся летальным исходом. Остаточные содержания ДДТ и ГХЦГ в зерне риса (*Oryza sativd*) из штата Уттар-Прадеш положительно коррелировали с их количествами в почве. Для риса и почвы были характерны одинаковое соотношение ($\text{ДДЭ} + \text{ДДД})/\text{ДДТ} > 1$ и доминирование содержания β-изомера ГХЦГ как свидетельство продолжающегося загрязнения растений остаточными количествами в прошлом использовавшихся ХОП. Обнаружено преобладание остаточного содержания ДДТ по сравнению с ГХЦГ не только в почве, но и в получаемом на некоторых территориях южно-предгорной зоны Кубани табачном сырье. Соотношения ДДТ и ГХЦГ, а также остатков ДДТ в виде ($\text{ДДЭ} + \text{ДДД})/\text{ДДТ} > 1$ и $\text{ДДЭ}/\text{ДДД} > 1$ в мышечной ткани осетровых рыб (*Huso huso*, *Acipenser gueldenstaedtii*, *A. stellatus* и *A. persicus*), выловленных

в прибрежных водах Азербайджана, совпадают с их соотношениями в почвенном покрове Мугано-Сальянского массива и донных отложениях р. Куры. Аккумуляция остатков ХОП в осетровых рыбах связана с продолжающимся поступлением в Каспийское море ксенобиотиков с водами коллекторно-дренажной системы Мугано-Сальянского массива и р. Куры по биогеохимической пищевой цепи почва → вода → ил, вода → рыба, а также заходом в последнюю осетровых для размножения. Как следствие кумулятивного действия, высокая степень поражения поперечно-полосатой мышечной ткани отмечена у осетровых рыб, выловленных и на предустьевых пространствах р. Куры. Соотношение остаточных количеств ДДТ и ГХЦГ в печени полосатой камбалы (*Pleuronectes pinnifasciatus*) из Амурского залива было близким к содержанию ксенобиотиков в донных отложениях, что вполне закономерно, ввиду принадлежности ее к рыбам, непосредственно контактирующим с илами. Как в донных отложениях, так и в печени рыбы, обнаружено высокое содержание “свежего”, недавно поступившего в морскую среду ДДТ (35–85%). И как результат кумулятивного эффекта ХОП были установлены гистопатологические изменения в печени камбалы, выразившиеся в вакуолизации гепатоцитов и воспалительной реакции, как свидетельство патологического состояния этого вида рыб [55].

Модель оценки экологического риска загрязнения ХОП в системе почва—вода—гидробионты показана на рис. 1.

Разработанная концептуальная модель представляет собой схематическое изображение исследованного явления в виде совокупности блоков, данных в логической последовательности и характеризуемых информацией об источниках поступления стойких хлорорганических соединений в речные воды, о соотношениях и содержании их остатков в речных водах, сопоставляемых с ПДК или с количествами соединений, токсичных для гидробионтов, о поведении ксенобиотиков в воде, а также факторах, способствующих возрастанию экологического риска загрязнения речных вод соединениями, поступающими в Каспийское море. Также при этом следует рассматривать и способы уменьшения экологического риска.

Например, обнаружение остатков вышедших из употребления инсектицидов ДДТ и ГХЦГ в воде и донных отложениях рек и проточных водохранилищ бассейна Каспийского моря связано с их поступлением путем смыва или выщелачивания из давно образованных региональных или локальных педогеохимических аномалий. Высокая токсичность стойких хлорорганических соединений для гидробионтов и их персистентность в водной среде являются двумя главными составляющими экологического риска загрязнения речных вод, поступающих, в частности, в Каспийское море. Экологическая ситуация может

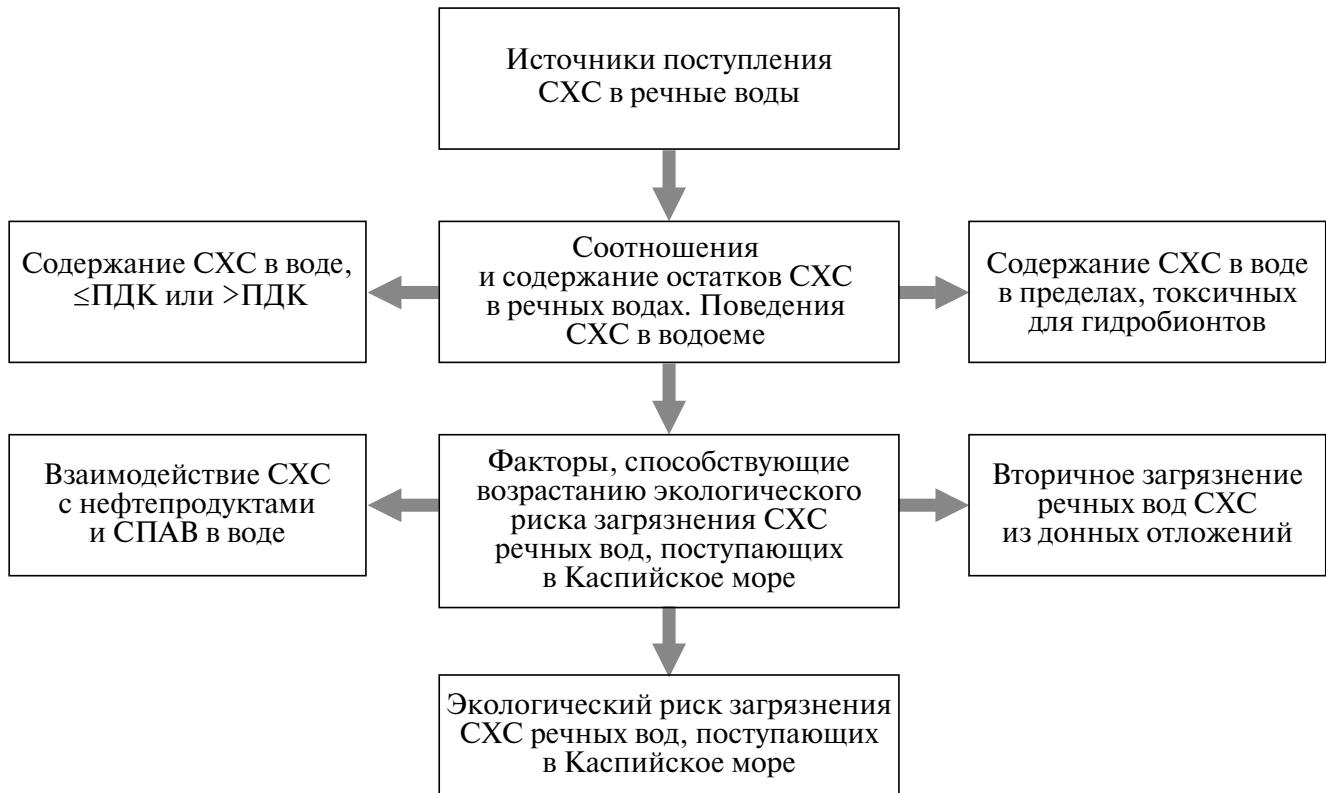


Рис. 1. Концептуальная модель экологического риска загрязнения речных вод, поступающих в Каспийское море, стойкими хлорорганическими соединениями (СХС); СПАВ – синтетические поверхностно-активные вещества.

усугубляться в связи с возможным взаимодействием отдельных стойких хлорорганических соединений друг с другом, а также с нефтепродуктами и с синтетическими поверхностно-активными веществами, приводящим к повышению длительности их сохранения в водной среде, а также с существованием риска вторичного загрязнения воды ксенобиотиками из донных отложений. В случае попадания ксенобиотиков в Каспийское море бессточность последнего будет способствовать длительной миграции стойких хлорорганических соединений в водной среде в результате преобладания циклонической циркуляции вод с отдельными местными круговоротами, загрязняя морские трофические цепи, конечным звеном которых оказывается человек [55].

БИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ТЕХНОЛОГИИ РЕМЕДИАЦИИ ЭКОСИСТЕМ ДЛЯ СНИЖЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ХОП

Очистка почв, загрязненных ксенобиотиками, стала серьезной экологической проблемой с наступлением индустриальной эпохи. Хотя микроорганизмы являются отличными деструкторами пестицидных, гербицидных и фунгицидных соединений в почве, могут потребоваться различные технологические

приемы, чтобы стимулировать их к более быстрому разложению этих препаратов в течение ограниченного периода времени. Биостимуляция с помощью соответствующих органических удобрений и питательных веществ может ускорить разложение ксенобиотиков в почве. Однако эффективное использование биостимуляторов требует тщательного понимания глобального окислительно-восстановительного цикла во время микробной деградации молекулы препарата в почве. В этом разделе представлены перспективы использования биостимуляции в качестве элемента биогеохимических технологий восстановления и быстрой очистки почв, загрязненных ксенобиотиками.

Способы управления микробным блоком биогеохимического круговорота ХОП. Агрехимикаты, включая удобрения и ксенобиотики, а также и их производные, оказывают разнообразное воздействие на количество микробов в различных сферах агрэкосистем [56, 57]. Быстрые и последовательные методы диагностики позволяют лучше понять долгосрочное воздействие агрехимикатов на почву и экосистемы. В связи с постоянно растущими знаниями об агрехимиках, связанных как с их влиянием на микробное звено биогеохимических пищевых цепей, так и на здоровье человека, замыкающего эти цепи, необходима постоянная оценка взаимовлияния в системе

агрохимикаты—микробы [58]. Особое значение имеет управление данным взаимодействием.

Ниже приведены примеры наиболее важных подходов к управлению микробным блоком биогеохимического круговорота при трансформации ксенобиотиков в агроэкосистемах.

1. Использование биопестицидов и выращивание трансгенных культур. В комплексной борьбе с вредителями биопестициды являются одними из альтернативных методов изменения и снижения воздействия агрохимикатов на почвенные микробы. Биопестициды, которые представляют собой продукты, полученные из животных, растений и микробов, т.е. бактерий и вирусов, имеют решающее значение в биологическом контроле над насекомыми и болезнями. Трансгенные растения выделяют в окружающую среду смертоносные для микробов соединения, обладающие антагонистическими свойствами. Трансгенные культуры содержат противомикробные соединения, т.е. хитиназы, глюканазы, лизоцимы, тионины, дефенсины и продукты генов системной приобретенной устойчивости, содержат антибиотики, гены устойчивости к гербицидам или производят новые токсины для устойчивости к вредителям. *Bacillus thuringiensis* и ее продуценты, такие как бакуловирусы, ротенон, пиретрин, никотин и азадирахтин, являются одними из наиболее часто используемых биопестицидов. В отношении триходермы обычно используют агенты биоконтроля, такие как *Trichogramma* — гриб, который паразитирует на яйцах и питается ими, и *Bacillus thuringiensis* [59].

Энтомопатогенные нематоды (ЭПН) рода *Heterorhabditis* sp. и *Steinermetta* sp., как и другие сильнодействующие средства, эффективны против насекомых-вредителей двукрылых, жесткокрылых, чешуекрылых и прямокрылых в течение 24 ч [60].

2. Использование микробов, связанных с растениями. Микробы, связанные с растениями, способствуют продовольственной безопасности, сельскохозяйственному производству и экологическому балансу. В исследовании [61] показано, что арbusкулярные микоризные грибы (*Glomus* spp.) с феназином и диацетилфлороглюцином увеличивают количество *Pseudomonas fluorescens*, в то время как штамм *Alcaligenes faecalis* SLHRE425 влияет на колонизацию и численность корней арbusкулярной микоризы в почве. Штаммы CHA0 и Pf-5 *Pseudomonas fluorescens* секрецируют множество антибиотиков, подавляющих фитопатогены [62]. Карпунина и др. [63] обнаружили ингибирование роста *Rhizobium leguminosarum* и *Bacillus subtilis* за счет лектинов I и II (в концентрации 1–10 мкг/мл), выделенных из азотфиксющей почвенной бактерии *Paenibacillus polymyxa*. Кроме того, лектин I подавлял рост *Azospirillum brasiliense* и *Erwinia carotovora* subsp. *citrus*, а лектин II подавлял активность *Xanthomonas campestris* и *Azospirillum*

brasiliense. Протравливание семян *Pseudomonas* в дозе 3 г/кг приводило к увеличению численности грибов (12.3×10^4 КОЕ), актиномицетов (11.4×10^5 КОЕ) и численности *Bradyrhizobium japonicum* по сравнению с контролем [64].

3. Растительные и микробные побочные продукты. Установлено [65], что некоторые растения выделяют вещества, которые стимулируют или подавляют количество микробов в почве. Микоризы отряда Glomeromycota стимулируются экссудатами стриголактона (сесквитерпена растений) [66]. Рост ризосферных N-фиксациейющих бактерий увеличивается за счет флавонов и флавоноидов, выделяемых бобовыми [67].

Помимо борьбы с широким спектром вредителей, различные терпены и их производные обеспечивают питание почвенных микробов и улучшают физико-химические свойства почвы, а также содержат соединения, действующие как противогрибковые и противомикробные средства [68]. Установлено [69], что пиретрум и терпены отрицательно влияют на арbusкулярные микоризные грибы в вегетационных и полевых условиях, воздействуя на колонизирующую способность и структуру грибов. Популяцию *Azotobacter* стимулирует внесение ингибиторов нитрификации, например, азадирахтина [70].

4. Использование пестицидов нового поколения. Инсектициды нового поколения представляют собой как измененные рецептуры существующих инсектицидов, так и разработку новых типов, в основном органических и нанопестицидов. Было показано, что новые пестициды могут быть более эффективными против вредителей, чем традиционные пестициды. Они включают прополис и пестициды на природных субстратах, а также ингибиторы хитина, феромоны и метаморфоз-распространяющие сульфонилмочевины, а также динитроанилины и триазолы. Существует значительный интерес к созданию зеленых, безопасных и эффективных препаратов на основе интеллектуальных, восприимчивых, экологических и биосовместимых ингредиентов. Защитные средства, входящие в состав растений, или пестицидные материалы, производимые растениями с дополнительными природными ресурсами, могут быть разработаны [71].

Преимущества наноматериалов в области агрохимикатов включают меньший размер частиц, более высокую удельную поверхность, структуру поверхности, растворимость и химическую конфигурацию. Наноматериалы и нанотехнологии могут преодолеть многие недостатки традиционных агрохимикатов, включая биодоступность, фотолиз, и загрязнение органическими растворителями [72].

Во всех упомянутых выше примерах применение агрохимикатов, прежде всего пестицидов, нарушает агрегативность и плодородие почвы за счет разрушения почвенной микробной флоры. Чтобы избежать

таких последствий, необходимо поощрять использование биопестицидов, органических пестицидов, новых средств биоконтроля и нанопестицидов. Из-за невыясненных экологических проблем и нежелательных экологических последствий использование нанопестицидов в пестицидах пока еще сомнительно. Чтобы лучше понять долгосрочное воздействие пестицидов на микробные сообщества и их долгосрочное экотоксикологическое воздействие на почву, необходимы дополнительные исследования [73, 74].

Биогеохимические технологии ремедиации экосистем. Химические удобрения и пестициды влияют на свойства почвы. Это связывается с типом питательных веществ и их составом, зависит от преобладающих видов почв, структурного и функционального разнообразия микробиоты, развития ее популяции, активности почвенных ферментов и многих других факторов, рассмотренных выше. Во всех случаях воздействие агрохимикатов может варьироваться от краткосрочных и обратимых временных изменений в структуре и численности микробоценоза до долгосрочных и необратимых. Хотя химические вещества дают экономическую выгоду в форме повышения урожайности сельскохозяйственных культур за счет повышенного поступления питательных веществ и эффективной борьбы с вредителями, их постоянное и долгосрочное использование приводит к радикальным изменениям в почвенном микробном сообществе.

С другой стороны, органические удобрения, навоз и другие биостимуляторы улучшают общее качество и плодородие почвы, что способствует устойчивому сельскому хозяйству. Эти органические препараты экономически и экологически эффективны.

Почвенные микробные популяции представляют собой важное звено в сложных почвенных экосистемах. Они в значительной степени влияют на многие функции почвы, а также на природные биогеохимические пищевые сети. Следовательно, необходимы биогеохимические технологии, позволяющие управлять микробным блоком этих сетей.

Например, при выявлении экологического риска загрязнения ХОП орошаемых агроэкосистем необходимо безотлагательно реализовывать комплекс профилактических и ремедиационных мер по его снижению. К числу этих мер можно отнести следующие:

1 – интенсификация микробиологического самоочищения почв от ХОП путем внесения большого количества (не менее 1%) доступного энергетического субстрата (навоза крупного рогатого скота, измельченной биомассы люцерны и др.) и последующего поддержания почв в затопленном или водонасыщенном состоянии в течение летних месяцев;

2 – обвалование, одернование и обсаживание кустарником загрязненных участков полей рядом

с водоемами и водотоками, а также обустройство водоотводящих каналов для поверхностного стока;

3 – исключение из использования для повторного орошения коллекторно-дренажных вод при наличии в них ХОП в количествах $> ПДК$;

4 – экскавация из водоемов и водотоков донных отложений, загрязненных ХОП;

5 – использование самоочищающей способности водных экосистем от ХОП путем отвода загрязненных коллекторно-дренажных вод через водотоки, заросшие высшими водными растениями и с замедленными скоростями течения воды на пути к крупным водным объектам;

6 – оценка микробного загрязнения вод посредством анализа активности фермента дегидрогеназы [75];

7 – постоянный санитарно-гигиенический мониторинг за содержанием ХОП в водоемах и водотоках, особенно при их питьевом использовании и рыбной ловле [76];

8 – сочетание биоaugментации и биостимуляции может быть еще одним технологическим приемом для ускорения биоразложения устойчивых соединений. Добавление источников энергии или акцепторов электронов может стимулировать развитие как природных, так и интродуцированных микроорганизмов–деструкторов ХОП [77].

Технологии биоремедиации агроэкосистем, загрязненных ксенобиотиками, должны базироваться на следующих положениях. Например, наличие компетентных микроорганизмов для данного ксенобиотика-загрязнителя, а также подходящие для них условия роста, следует изначально определить путем лабораторных и полевых испытаний. Такая информация будет позволять использовать факторы окружающей среды, которые могут ограничить или предотвратить биоразложение загрязняющих веществ на фактическом участке загрязнения. Исходя из этих соображений, лучшее понимание возможностей микробной деградации вместе с метаболическими путями, а также клеточными механизмами адаптации микробов позволяют выявить наиболее подходящие технологические приемы и их применимость для конкретного загрязнения в конкретной агроэкосистеме с использованием как нативных, так и экзогенных микробов-деструкторов.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Концептуальные и технологические подходы, изложенные в данной работе, во многом отражают многолетний вклад д.г.н. Р.В. Галиулина в рассмотрение проблемы агрохимии и экотоксикологии стойких хлорорганических пестицидов. Они также основаны на современных знаниях в этих областях и дают представление о микробиологической трансформации и деградации таких ксенобиотиков в почве.

Несмотря на многообразие описанных процессов и факторов, влияющих на пестициды, их стойкость в почве во многом определяется микробиологической трансформацией и деградацией, которые в значительной степени способствуют самоочищению окружающей среды от этих ксенобиотиков. В то же время многие проблемы требуют как теоретического, так и практического решения. К ним относятся проблемы, связанные с деградацией пестицидов, закрепленных в почвах, деградацией пестицидов почвенными экзоферментами, ролью микро- и мезофауны в самоочищении почв от пестицидов, в предотвращении поступления ХОП в биогеохимические пищевые цепи.

Некоторые ключевые концепции микробиологической трансформации и деградации пестицидов в почве (участие микроорганизмов в самоочищении почв от пестицидов и зависимость микробиологической трансформации и деградации пестицидов от некоторых контролируемых факторов) могут лежать в основу биоремедиации этой природной среды. При этом биоремедиация может включать в себя 3 основных подхода:

1 – можно стимулировать рост тех микроорганизмов, которые присутствуют в загрязненной почве (биостимуляция *in situ*), которые потенциально способны трансформировать ксенобиотик, но неэффективны из-за отсутствия некоторых энергетических субстратов, качественный и количественный состав которых определяется лабораторными исследованиями;

2 – биостимуляция образцов естественной микрофлоры из загрязненной почвы может быть сначала проведена в биореакторах или ферmentерах (биостимуляция *in vitro*). При этом обеспечивается преобладающий и селективный рост микроорганизмов, наиболее эффективных в трансформации указанного ксенобиотика. Далее в загрязненную среду одновременно вводят стимулированную микрофлору и подходящие энергетические субстраты. Создание оптимальных гидротермических и воздушных режимов имеет важное значение для повышения скорости микробного окисления ксенобиотика, а также необходимо внесение органического вещества разной степени минерализации в почву с низким содержанием гумуса (<3%) с целью компенсации ежегодных потерь при выращивании сельскохозяйственных культур;

3 – в загрязненную почву могут быть внесены относительно большие количества специализированных микроорганизмов, ранее выделенных из различных загрязненных источников и (или) генетически модифицированных (бионаугментация, т.е. увеличение микробной массы).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Соколов М.С., Галиулин Р.В. Микробиологическое самоочищение почвы от пестицидов. Обзор. информ. М.: ВНИИТЭИ, 1987. 51 с.
2. Galiulin R.V., Bashkin V.N., Galiulina R.A., Birch P. The theoretical basis of microbiological transformation and degradation of pesticides in soil // Land Contam. Reclamat. 2001. V. 9. № 4. P. 367–376.
3. Parte S.G., Mohekar A.D., Kharat A.S. Microbial degradation of pesticide: A review // Afric. J. Microbiol. Res. 2017. V. 11(24). P. 992–1012. DOI: 10.5897/AJMR2016.8402
4. Bashkin V.N. Environmental Chemistry: Asian Lessons (textbook). Kluwer Academic Publishers, 2003. 472 p.
5. Radojevic M., Bashkin V.N. Practical environmental analysis (textbook) 2d end. Royal Chemical Society Publications, UK, 2006. 457p.
6. Bashkin V.N. Modern biogeochemistry: Environmental risk assessment. 2nd ed. CIP, China: Chinese translation, 2009. 268 p.
7. Bashkin V. (Ed). Ecological and biogeochemical cycling in impacted polar ecosystems // N.Y.: NOVA Publishers, 2017. 308 p.
8. Braunholtz J.T. Crop protection: the role of the chemical industry in an uncertain future // Phil. Trans Roy Soc. London, 1981. B 295. № 1076. P. 19–34.
9. UNEP. The Synthesis report: Environmental and health impacts of pesticides and fertilizers and the ways for minimizing, 2022. URL: <https://www.unep.org/resources/report/environmental-and-health-impacts-pesticides-and-fertilizers-and-ways-minimizing>
10. Головлева Л.А., Финкельштейн З.И. Условия микробной деградации пестицидов // Агрохимия. 1984. № 3. С. 105–119.
11. Экологические последствия применения агрохимикатов (пестициды) // Тр. Всесоюзн. совещ. Пущино: ПЦБИ АН СССР, 1982. С. 123–126, 130–137, 145–150.
12. Registration of pesticides in the United States // Propos. Guidelines EPA USA Federal Register. 1978. V. 43. № 132. P. 29702–29724.
13. Прогнозирование поведения пестицидов в окружающей среде // Тр. Совет.-амер. Симп. (Ереван, окт. 1981) / Под ред. М. Волошука, В.А. Борзилова. Л.: Гидрометеоиздат, 1984. 305 с.
14. Пурмаль А.П., Скурлатов Ю.И. Экологическая химия водной среды // Природа. 1984. № 10. С. 94–103.
15. Сухопарова В.П., Соколов М.С., Васильева Г.К. Особенности сорбционного взаимодействия с почвой гербицидных арилмочевин и хлорированных анилинов // Агрохимия. 1984. № 7. С. 88–103.

16. Кретова Л.Г. Лабораторные и полевые исследования деградации ^{14}C -2,4-Д в почвах // Изв. ТСХА. 1984. № 6. С. 52–54.
17. Domsli K.I., Jagnow G., Anderson T.H. An ecological concept for the assessment of side-effects of agrochemicals on soil microorganisms // Res. Rev. 1983. V. 86. P. 65–105.
18. Radojevic M., Bashkin V.N. Practical environmental analysis (Guide). 3nd ed. // Royal Chem. Soc. Publ. UK, 2009. 470 p.
19. Башкин В.Н. Биогеохимия. М.: Высш. шк., 2008. 424 с.
20. Башкин В.Н., Галиуллина Р.А. Управление микробным блоком биогеохимического круговорота хлорорганических пестицидов в агроэкосистемах. Сообщение 1. Микробная трансформация пестицидов // Агрохимия. 2024. № 10. С. 94–108. DOI: 10.31857/S0002188124100104
21. Башкин В.Н. Экологические риски: оценка, управление, страхование. М.: Высш. шк., 2006. 360 с.
22. Bashkin V.N. Xenobiotic (pesticides, PCB, dioxins) cycles. Encyclopedia of Ecology. Elsevier, 2008. P. 3821–3829.
23. Галиуллин Р.В., Башкин В.Н. Оценка экологических риска загрязнения поверхностных вод стойкими хлорорганическими пестицидами // Вестн. МГУ. Сер. Географ. 2008. № 2. С. 3–7.
24. Боронин А.М. Роль плазмид в микробиологической деградации пестицидов // Сел.-хоз. биол. 1984. № 10. С. 79–86.
25. Головлева Л.А. Микробная деградация пестицидов: биотехнологические аспекты проблемы // Агрохимия. 1983. № 9. С. 124–130.
26. Sandmann E.R.I.C. Study of the persistence of important halogenated herbicides and some Naial Soils 1974–1978 // Weed Abstr. 1984. V. 30. Abst. 3729.
27. Егорова Д.О., Фарофонова В.В., Андреев Д.Н., Бузмаков С.А., Демаков В.А. Сообщества аэробных бактерий-деструкторов ДДТ как результат естественной и искусственной селекции // Изв. Сарат. гос. ун-та. Сер. Химия. Биология. Экология. 2017. Т. 17. Вып. 1. С. 79–86. DOI: 10.18500/1816-9775-2017-17-1-79-86
28. Созинов А.А. Генетика созидающая // Наука и жизнь. 1986. № 9. С. 26–32.
29. Alcock R., Bashkin V. Health risk of persistent organic pollutants from long-range transboundary air pollution. WHO, 2003. 252 p.
30. Chauhan A., Singh J. Biodegradation of DDT // J. Textil. Sci. Eng. 2015. V. 5. № 183. DOI: 0.4172/2165-8064.1000183
31. Purnomo A.S., Morib T., Kameic I., Kondob R. Basic studies and applications on bioremediation of DDT: A review // Inter. Biodeteriorat. Biodegradation. 2011. V. 65. P. 921e930. DOI: 10.1016/j.ibiod.2011.07.011
32. Ma W., Zhao Y., Wu J. Biodegradation of DDT in soil under different conditions by white rot fungi and laccase extract from white rot fungi // Adv. Mater. Res. 2011. V. 233–235. P. 549–553. DOI: 10.4028/www.scientific.net/AMR.233-235.549
33. Rizqi H.D., Purnomo A.S., Ulfia A. The effect of bacteria addition on DDT biodegradation by BROWN-ROT fungus *Gloeophyllum trabeum* // Heliyon. 2023. V. 9. e18216. DOI: 10.1016/j.heliyon.2023.e18216
34. Xie H., Liu R., Xu Y., Liu X., Sun F., Ma Y., Wang Y. Effect of *in situ* bioremediation of soil contaminated with DDT and DDE by *Stenotrophomonas* sp. strain DXZ9 and ryegrass on soil microorganism // Microbiol. Res. 2022/ V. 13. P. 64–86. DOI: 10.3390/microbiolres13010005
35. Huang Yi, Wang Jie. Degradation and mineralization of DDT by the ectomycorrhizal fungi, *Xerocomus chrysenteron* // J. Chemosphere. 2013. V. 92(7). P. 760–764. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2013.04.002
36. Megharaj M., Kantachote D., Singleton I., Naidu R. Effects of long-term contamination of DDT on soil microflora with special reference to soil algae and algal transformation of DDT // Environ. Pollut. 2000. V. 109. P. 35–42. PII: S0269-7491(99)00231-6
37. Xu H.-J., Bai J., Li W., Colin J., Zhang, Wang J., Luo C., Li Y. Mechanisms of the enhanced DDT removal from soils by earthworms: identification of DDT degraders in drilosphere and non-drilosphere matrices // J. Hazard. Mater. 2020. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2020.124006. PII: S0304-3894(20)31996-8
38. Куликова-Хлебникова Е.Н., Робертус Ю.В., Кивацкая А.В. Особенности метаболизма хлорорганических пестицидов в объектах окружающей среды в условиях горного Алтая // Вестн. Алтай. ГАУ. 2011. № 10(84). С. 50–53.
39. Fu J.M., Mai B.X., Sheng G.Y., Zhang G., Wang X.M., Peng P.A., Xiao X.M., Ran R., Cheng F.Z., Peng X.Z., Wang Z.S., Tang U.W. Persistent organic pollutants in environment of the Pearl River Delta, China: An overview // Chemosphere. 2003. V. 52. P. 1411–1422.
40. Glass B.L. Relation between the degradation of DDT and the iron redox system in soils // J. Agric. Food Chem. 1972. № 20. P. 324–327.
41. Li F.B., Wang X.G., Liu C.S., Li Y.T., Zeng F., Liu L. Reductive transformation of pentachlorophenol on the interface of subtropical soil colloids and water // Geoderma. 2008. V. 148. P. 70–78.
42. Nadeau L.J., Menn F.M., Breen A., Sayler G.S. Aerobic degradation of 1,1,1-trichloro-2,2-bis (4-chlorophenyl) ethane (DDT) by *Alcaligenes eutrophus* A5 // Appl. Environ. Microbiol. 1994. V. 60. P. 51–55.

43. Bidlan R., Manonmani H.K. Aerobic degradation of dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) by *Serratia marcescens* DT-1P // Proces. Biochem. 2002. V. 38. P. 49–56.
44. Santacruz G., Bandala E.R., Torres L.G. Chlorinated pesticides (2,4-D and DDT) biodegradation at high concentrations using immobilized *Pseudomonas fluorescens* // J. Environ. Sci. Health. 2005. V. 40. P. 571–583.
45. Purnomo A.S., Mori T., Kazuhiro T., Ryuichiro K. Bio-remediation of DDT contaminated soil using brown-rot fungi // Inter. Biodeterior. Biodegrad. 2011. V. 65. P. 691–695.
46. Kamanavalli C.M., Ninnekar H.Z. Biodegradation of DDT by a *Pseudomonas* species // Curr. Microbiol. 2004. V. 48. P. 10–13.
47. Fogt J., April T., Biggar K., Aislacie J. Bioremediation of DDT-contaminated soils: A review // Biorem. J. 2001. V. 5. P. 225–246.
48. Borch T., Kretzschmar R., Kappler A., Cappellen P.V., Vogel M.G., Voegelin A., Campbell K. Biogeochemical redox processes and their impact on contaminant dynamics // Environ. Sci. Technol. 2009. V. 44. P. 15–23.
49. Алексеев А.О., Алексеева Т.В. Оксидогенез железа в почвах степной зоны. М.: ГЕОС, 2012. 204 с.
50. Kappler A., Benz M., Schink B., Brune A. Electron shuttling via humic acids in microbial iron (III) reduction in a freshwater sediment // FEMS Microbiol. Ecol. 2004. V. 47. P. 85–92.
51. Cao F., Li F.B., Liu T.X., Huang D.Y., Wu C.Y., Feng C.H., Li X.M. Effect of *Aeromonas hydrophila* on reductive dechlorination of DDTs by zero-valent iron // J. Agric. Food Chem. 2010. V. 23. P. 12366–12372.
52. Bond D.R., Lovley D.R. Reduction of Fe (III) oxide by methanogens in the presence and absence of extracellular quinines // Environ. Microbiol. 2002. V. 4. P. 115–124.
53. Chen M., Cao F., Li F., Liu C., Tong H., Wu W., Hu M. Anaerobic transformation of DDT related to iron(III) reduction and microbial community structure in paddy soils // J. Agric. Food Chem. 2013. V. 61. P. 2224–2233. DOI: 10.1021/jf305029p
54. Галиулин Р.В., Галиулина Р.А. Стойкие поллютанты суши и моря // Вестн. РАН. 2014. Т. 84. № 4. С. 335–339, DOI: 10.7868/S0869587314040045
55. Галиулина Р.А., Башкин В.Н., Галиулин Р.В. Экологический риск загрязнения рек бассейна Каспийского моря стойкими хлорорганическими соединениями // Агрохимия. 2004. № 3. С. 82–90.
56. Pandey S., Singh D.K. Total bacterial and fungal population after chlorpyrifos and quinalphos treatments in groundnut (*Arachis hypogaea* L.) soil // Chemosphere. 2004. V. 55. № 2. P. 197–205.
57. Prashar P., Shah S. Impact of fertilizers and pesticides on soil microflora in agriculture // Sustainable Agri-culture Reviews 19 / Ed. E. Lichtfouse. Switzerland: Springer, 2017. P. 331–360.
DOI: 10.1007/978-3-319-26777-7_8
58. Enserink M., Hines P.J., Vignieri S.N., Wigginton N.S., Yeston J.S. The pesticide paradox // Science. 2013. V. 341(6147). P. 728–729.
59. Gupta S., Dikshit A.K. Biopesticides: An ecofriendly approach for pest control // J. Biopest. 2010. V. 3. № 1. Special Issue, P. 186–188.
60. Sharma M.P., Sharma A.N., Hussaini S.S. Entomopathogenic nematodes, a potential microbial biopesticide: mass production and commercialisation status – A mini review // Arch. Phytopathol. Plant Protect. 2011. V. 44. № 9. P. 855–870.
61. Dwivedi D., Johri B.N., Ineichen K., Wray V., Wiemken A. Impact of antifungals producing rhizobacteria on the performance of *Vigna radiata* in the presence of arbuscular mycorrhizal fungi // Mycorrhiza. 2009. V. 19. № 8. P. 559–570.
62. Bottiglieri M., Keel C. Characterization of PhlG, a hydrolase that specifically degrades the antifungal compound 2,4-diacetylphloroglucinol in the biocontrol agent *Pseudomonas fluorescens* CHA0 // Appl. Environ. Microbiol. 2006. V. 72(1). P. 418–427.
63. Karpunina L.V., Mel'nikova U.Y., Konnova S.A. Biological role of lectins from the nitrogen-fixing *Paenibacillus polymyxa* Strain 1460 during bacterial–plant–root interactions // Curr. Microbiol. 2003. V. 47. № 5. P. 376–378.
64. Tripathi A.K., Mishra S. Plant monoterpenoids (Prospective pesticides) // Ecofriendly pest management for food security, chapter 16. Cambridge, MA, USA: Academic Press, 2016. P. 507–524.
65. Neal A.L., Ahmad S., Gordon-Weeks R., Ton J. Benzoazinoids in root exudates of maize attract *Pseudomonas putida* to the rhizosphere // Plos One. 2012. V. 7. № 4. e35498.
66. Akiyama K., Hayashi H. Strigolactones: chemical signals for fungal symbionts and parasitic weeds in plant roots // Annal. Bot. 2006. V. 97. № 6. P. 925–931.
67. Pathan S.I., Větrovský T., Giagnoni L., Datta R., Baldrian P., Nannipieri P. Microbial expression profiles in the rhizosphere of two maize lines differing in N use efficiency // Plant and Soil. 2018. V. 433. № 1. P. 401–413.
68. Govindachari T.R., Suresh G., Gopalakrishnan G., Masilamani S., Banumathi B. Antifungal activity of some tetranoltriterpenoids // Fitoterapia. 2000. V. 71. № 3. P. 317–320.
69. Ipsilantis I., Samourelis C., Karpouzas D.G. The impact of biological pesticides on arbuscular mycorrhizal fungi // Soil Biol. Biochem. 2012. V. 45. P. 147–155.
70. Kiran U., Patra D.D. Medicinal and aromatic plant materials as nitrification inhibitors for augmenting yield and nitrogen uptake of Japanese mint (*Mentha*

- arvensis L. var. Piperascens) // Bioresour. Technol.* 2003. V. 86. № 3. P. 267–276.
71. *Abdollahdokht D., Gao Y., Faramarz S., Poustforoosh A., Abbasi M., Asadikaram G.* Conventional agrochemicals towards nano-biopesticides: An overview on recent advances // *Chem. Biol. Technol. Agricult.* 2022. V. 9. № 1. P. 1–19.
72. *An C., Sun C., Li N., Huang B., Jiang J., Shen Y.* Nanomaterials and nanotechnology for the delivery of agrochemicals: Strategies towards sustainable agriculture // *J. Nanobiotechnol.* 2022. V. 20. № 1. P. 1–19.
73. *Prashar P., Shah S.* Impact of fertilizers and pesticides on soil microflora in agriculture // *Sustainable Agriculture Reviews* 19 / Ed. E. Lichtfouse. Switzerland: Springer, 2017. P. 331–360.
DOI: 10.1007/978-3-319-26777-7_8
74. *Yadav Suwa Lal, Birla Devilal, Inwati Devendra Kumar, Yadav Manish, Yadav Indra Raj, Makwana Sanjay N.*
- Lakshman Papnai Neeraj.* Impact of agrochemicals on soil biota and ways to mitigate it: a review // *Inter. J. Environ. Climate Change.* 2023. V. 13. № 5. P. 366–375. Article no.IJECC.97565.
DOI: 10.9734/IJECC/2023/v13i51779
75. Патент РФ № 2 735 756. Способ идентификации микробного загрязнения водной среды посредством анализа активности фермента дегидрогеназы // Бюл. патент. и изобрет. 2020. № 31. Опубл.: 06.11.2020.
76. *Башкин В.Н., Галиулин Р.В., Галиулина Р.А.* Риск загрязнения экологических цепей стойкими хлорорганическими пестицидами // Пробл. анализа риска. 2015. Т. 12. № 5. С. 16–20.
77. *Kanissery R.G., Sims G.K.* Biostimulation for the enhanced degradation of herbicides in soil: Review article // *Appl. Environ. Soil Sci.* 2011. Article ID 843450. 10 p.
DOI: 10.1155/2011/843450

Control of the Microbial Block of the Biogeochemical Cycle of Organochlorine Pesticides in Agroecosystems. Message 2. Bioremediation of Ecosystems Contaminated with OCPs

V. N. Bashkin^{a, #}, R. A. Galiulina^b

^a*Institute of Physicochemical and Biological Problems of Soil Science, RAS,
ul. Institutskaya 2, Moscow region, Pushchino 142290, Russia*

^b*Institute of Fundamental Problems of Biology RAS,
ul. Institutskaya 2, Moscow region, Pushchino 142290, Russia
#E-mail: vladimirbashkin@yandex.ru*

In this paper, conceptual and technological approaches based on modern knowledge in the field of agrochemistry, ecotoxicology and biogeochemistry of pesticides are considered. The ways of microbiological transformation and degradation of organochlorine pesticides (OCP) in soil and natural waters in connection with their bioremediation are shown. The environmental risk assessment is given. The application of biogeochemical technologies is characterized both for the assessment of pollution of agroecosystems and for the management of the microbial block of biogeochemical cycles during their bioremediation.

Keywords: agroecosystems, organochlorine pesticides, pollution, biogeochemical technologies, bioremediation.