

Фиторемедиация как метод рекультивации земель, загрязненных хлорорганическими соединениямиМ.Ю. Лапушкин¹, Н.Н. Лукьянова², к.х.н., Г.К. Васильева³, к.б.н.¹ФГБНУ «Всероссийский научно-исследовательский институт гидротехники и мелиорации имени А.Н. Костякова»²ФГБНУ «Научно-производственное объединение «Тайфун» Росгидромета России³ФИЦ ПНЦБИ РАН – Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН**Аннотация:**

Загрязнение земель хлорорганическими соединениями на территории России выявляется ежегодно. Во многих случаях такое загрязнение носит исторический характер, возникшее в результате прошлой хозяйственной деятельности человека. Это загрязнение сельскохозяйственных земель хлорорганическими пестицидами, а также загрязнение земель промышленности и населённых пунктов полихлорированными бифенилами, диоксинами и хлорорганическими растворителями. Для их рекультивации необходимы соответствующие методы и технологии. Настоящая статья посвящена обзору методов фиторемедиации земель, загрязненных хлорорганическими соединениями. В статье описаны основные механизмы фиторемедиации и даны примеры использования данного метода для рекультивации земель, загрязненных хлорорганическими соединениями.

Ключевые слова: рекультивация, хлорорганические пестициды, полихлорированные бифенилы, диоксины, фиторемедиация

Annotation:

Land contamination by organochlorine pollutants is widespread on the territory of the Russian Federation. In many cases, such pollution is of a historical nature, resulting from past human activities. This is the pollution of agricultural land with organochlorine pesticides, as well as the pollution of industrial lands and settlements with polychlorinated biphenyls, dioxins as well as organochlorine solvents. For reclamation of those lands, appropriate methods and technologies are required. This article is devoted to a review of phytoremediation methods for lands contaminated with organochlorine pollutants. The article describes the main mechanisms of phytoremediation and gives examples of using these methods for the reclamation of those lands.

Key words: reclamation, organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls, dioxins, phytoremediation

С 1930-х годов прошлого столетия в мире начали синтезировать различные хлорорганические соединения (ХОС), в том числе хлорзамещенные моно- и полициклические ароматические углеводороды и их производные, хлорированные алканы и циклоалканы и др. Они получили широкое

распространение в сельском хозяйстве и промышленности за свои уникальные свойства: высокую эффективность и одновременно высокую химическую и физическую стойкость, а также устойчивость к воздействию различных факторов окружающей среды (ОС). Их устойчивость в почве и природных водах объясняется в основном присутствием в молекуле атомов хлора, которые редко встречаются в природных органических соединениях, в результате чего в естественной микрофлоре почти отсутствуют микроорганизмы, способные использовать в качестве ростовых субстратов эти соединения, особенно высоко хлорированные производные.

Однако повышенная устойчивость многих ХОС к микробному воздействию одновременно явилась причиной значительного накопления этих потенциально опасных поллютантов в почве и других средах. Наибольшую опасность для ОС и человека представляют стойкие ХОС, обладающие повышенной токсичностью. К ним относятся многие хлорорганические пестициды (ХОП), полихлорированные бифенилы (ПХБ) и диоксины. Термин «диоксины» объединяет в себе два класса соединений: полихлорированные дибензо-*p*-диоксины (ПХДД) и дибензофураны (ПХДФ). Многие из этих ХОС способны сохраняться в почве десятки лет. Низкая водорастворимость и высокая гидрофобность ХОС придает им способность прочно связываться почвенным матриксом, особенно почвенным органическим веществом. Это еще более повышает их персистентность в случае невысоких концентраций, например, в случае остаточных количеств ряда пестицидов, таких как запрещенный в Российской Федерации инсектицид ДДТ - 1,1,1-трихлор-2,2-бис (4-хлорфенил) этан.

Кроме того, обладая высокой липофильностью, эти поллютанты могут передаваться по пищевым цепям, накапливаться в жировых тканях различных организмов, в том числе человека, что приводит к серьезным нарушениям здоровья и различным заболеваниям [1]. Вследствие некоторой летучести, многие стойкие ХОС способны мигрировать путем атмосферного переноса на большие расстояния. Об этом свидетельствует повсеместное обнаружение некоторых представителей ХОП и ПХБ в объектах окружающей среды, включая отдаленные полярные регионы [2].

Для борьбы с распространением ХОС и глобальным загрязнением природной среды мировое сообщество наложило ограничительные и запретительные меры на производство и использование некоторых ХОС. В 2001 г. была разработана Стокгольмская конвенция о стойких органических загрязнителях (СОЗ), ратифицированная в Российской Федерации в 2011 г. В список особо опасных СОЗ вошли двенадцать поллютантов (как индивидуальных соединений, так и смесей), которые целиком относятся к классу ХОС, а именно: ПХБ, 9 препаратов хлорорганических пестицидов, а также диоксины (ПХДД и ПХДФ) [3].

Входящие в этот список ПХБ, начиная с 1929 г., производились в виде коммерческих препаратов (несколько десятков марок, т.ч. Алахлор, Совол, Совтол), которые представляют собой смесь от 30 до 60 конгенов хлорбифенилов, содержащих преимущественно от 3 до 6 атомов хлора с

небольшой примесью остальных конгенов. Эти препараты широко применялись в качестве электроизоляционных масел при производстве электрохимического оборудования, теплоносителей, хладагентов в теплообменниках, а также гидравлических жидкостей, красок, клеев, лаков, пластификаторов и наполнителей пластмасс. Мировое производство ПХБ составило от 1,2 до 1,5 млн. тон. После обнаружения их высокой канцерогенности и мутагенности, во многих странах производство и использование ПХБ было запрещено еще в конце 1980-х гг. Однако, по экспертным оценкам до одной трети произведенных ПХБ попало в ОС, и лишь небольшой процент из них разложилось [4]. Вплоть до настоящего времени эти поллютанты продолжают поступать в ОС и сохраняются в почве на загрязненных участках [5].

В представленный список СОЗ входят также хлорорганические пестициды, относящиеся преимущественно к классу инсектицидов (алдрин, хлордан, мирекс, диэлдрин, токсафен, эндрин, гептахлор, ДДТ), и один фунгицид - гексахлорбензол (ГХБ). В соответствии с конвенцией производство и применение большинства пестицидов из этого списка было запрещено, а применение ДДТ и ГХБ, наряду с γ -ГХЦГ (гамма-изомер гексахлорциклогексана) ограничено [6].

Соединения, относящиеся к классу диоксинов, которые также включены в список особо опасных СОЗ, специально не синтезируют. Однако они могут образовываться при сжигании твердых отходов в мусоросжигательной печи при температуре <1200 °С или при случайном пожаре, в процессе отбеливания бумажной массы с использованием элементарного хлора и т.д. Кроме того, диоксины могут присутствовать в качестве примесей в пестицидах - производных хлорфенолов, в частности в гербицидах группы хлорфеноксисукусных кислот: 2,4-Д (2,4-дихлорфеноксисукусная кислота) и 2,4,6-Т (2,4,6-трихлорфеноксисукусная кислота). Например, наиболее опасный 2,3,7,8-тетрахлордибензо-п-диоксин (2,3,7,8-TCDD) был обнаружен в качестве микропримеси в составе дефолианта 2,4,6-Т. Гербицид 2,4-Д широко применяется в сельском хозяйстве страны для борьбы с широколиственными сорняками на посевах зерновых. Однако, в 2015 году Международное агентство по исследованию рака установило, что мужчины, длительно работающие с этим ядохимикатом, подвергаются опасности развития бесплодия, что может быть связано с присутствием в нем микропримеси диоксинов [7].

Диоксины обладают чрезвычайно высокой токсичностью для теплокровных (в частности, для человека) и высокой персистентностью в почве. Период полураспада низкохлорированных конгенов диоксинов с содержанием от 1 до 4 атомов хлора колеблется от 1,5 до 20 лет, а более высоко хлорированных конгенов - превышает 20 лет [8].

Службы Росгидромета и другие государственные организации России ежегодно обнаруживают значительные территории, загрязненные ХОП [9]. По данным государственного доклада «О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации» в 2018 г. было выявлено загрязнение земель

ХОП на площади 1140 га. В 76% обследуемых земель обнаруживали остатки ДДТ, в 19% - 2,4-Д и в 5% - ГХБ [10]. Несмотря на запрет применения ДДТ, введенный в СССР еще в 1970-х гг., до сих пор загрязнение почв этим пестицидом на территории Российской Федерации отмечается наиболее часто [11].

В отличие от ХОП, загрязнение земель ПХБ носит более очаговый характер. Сильно загрязненные ПХБ участки часто обнаруживают вблизи промышленных объектов в местах бывшего производства и применения электроизоляционных масел. Тем не менее почвы со сравнительно невысоким уровнем загрязнения ПХБ встречаются и на больших территориях.

Многолетние наблюдения, проводимые Пушинским научным центром биологических исследований РАН и другими организациями на территории, прилегающей к заводу ООО «Серпуховский конденсаторный завод «КВАР» (бывший завод «Конденсатор», в г. Серпухов Московской обл.) в период с 1998 по 2019 гг., позволили выявить значительное загрязнение почвы на площади 4 га. Вплоть до последнего времени суммарное содержание ПХБ в почве этого участка колебалось в пределах от 5 до 4500 мг/кг, что на много порядков превышает их допустимый уровень [12, 13]. Установлено, что ручей Боровлянка, протекающий по данной загрязненной территории, переносит с водой ПХБ на другие земельные участки, расположенные ниже по течению от завода. В 2017 г. был обследован один из нижерасположенных земельных участков, которое долгое время использовался местными жителями для выращивания сельскохозяйственной продукции, но в 2001 году после обнаружения загрязнения этих почв ПХБ (до 1500 мг/кг) сельскохозяйственная деятельность на этом участке была запрещена. Обследование показало, что загрязнение почвы на этом участке остается высоким - суммарное содержание ПХБ в верхнем слое почвы (0 – 10 см.) колеблется в пределах 49-164 мг/кг [14].

В 2016 г. на территории ФГБНУ «Нижегородский НИИСХ» Костовского района Нижегородской области повышенный уровень ПХБ (около 0,30 мг/кг) обнаружен на с/х участке площадью 15 га, используемом для выращивания зерновых культур [15].

Все перечисленные факты указывают на то, что для **рекультивации территорий, загрязненных ХОС**, возвращения их в хозяйственный оборот и снижения рисков для здоровья людей необходимы соответствующие методы и технологии. Очистка почв от стойких ХОС в настоящее время представляет собой **одну из самых сложных проблем** в экологической науке и технологиях. Их поведение, биоразложение и перенос в окружающей среде происходит сложными путями, включая сложные взаимодействия с другими загрязнителями и различные физиологические, химические и биологические процессы. Не смотря на многочисленные исследования, проведенные в последние десятилетия учеными всего мира, еще существует проблема разработки стратегии рекультивации, которая включает и объединяет различные типы решений в масштабе всей экосистемы, чтобы оптимизировать эффективность удаления этих поллютантов.

Одним из перспективных методов рекультивации земель, загрязненных ХОС, является **фиторемедиация**. Этот метод основан на использовании растений (прямо или косвенно) для удаления, сдерживания или обезвреживания загрязнителей окружающей среды.

В данном обзоре рассматриваются различные подходы фиторемедиации почв, которые могли бы быть применены для рекультивации земель, загрязненных ХОС.

Фиторемедиация является альтернативой широко используемым методам физической, физико-химической и термической ремедиации. Ее **преимущества** включают возможность применения *in situ*, низкие инвестиционные и эксплуатационные расходы при высокой эффективности и неинвазивности в окружающей среде. Основные **проблемы** с использованием методов фиторемедиации заключаются в том факте, что исследование и описание данных методов все еще находятся на экспериментальной стадии.

В настоящее время выделяют **несколько подходов** фиторемедиации: фитоэкстракция, фитодеградация, фитоволатилизация, ризодеградация (фитостимулиция), фитостабилизация. В первых четырех подходах, механизм действия растений на поллютанты органической природы основан на их поглощении из почвы через корневую систему с последующим поступлением в надземную часть (фитоэкстракция) и расщеплением и/или связыванием молекул поллютантов в клетках растения (фитодеградация), а в некоторых случаях с их улетучиванием вместе с транспирационным потоком (фитоволатилизация). В случае ризодеградации (фитостимулиция), механизм действия растений связан с повышением эффективности микробного разложения поллютантов за счет активации почвенной микрофлоры в прикорневой зоне (ризосфере). Возможна также частичная стабилизация поглощенного поллютанта на поверхности или внутри корней либо в ризосфере (фитостабилизация) [16].

Были предприняты обширные лабораторные и тепличные исследования для восстановления почв, загрязненных ХОС, с помощью различных подходов к фиторемедиации.

Фитоэкстракция ХОС основана на выращивании подходящих сортов растений, способных поглощать значительные количества загрязняющих веществ из почвы и накапливать их в зеленой массе. Затем эти растения с высоким уровнем ХОС можно собрать и обработать с помощью подходящего метода, например, сжигания при высокой температуре.

Известно, что из органических поллютантов наибольшей способностью поглощаться корневой системой и перемещаться в надземную часть растений по ксилеме обладают соединения со средней гидрофобностью, для которых логарифм коэффициента распределения октанол-вода $\text{Log}(K_{ow})$ находится в интервале от 1 до 3,5. Большинство высокохлорированных ХОС обладают высокой гидрофобностью, что ограничивает их поступление в растения. В частности, не наблюдается значительного накопления ПХДД/ПХДФ и ПХБ в тканях и зерне бурого риса при его выращивании на загрязненной почве. Тем

не менее ряд растений, включая, например, кабачки, цукини и тыква, относящиеся к роду *Cucurbita* (*C. pepo*, *C. pepo* spp. *Pepo*, *C. maxima* и *C. moschata*)), способны поглощать из почвы и переносить в листья и плоды соединения группы ПХДД/ПХДФ и ПХБ [17], что коррелирует с их фитомассой. Способность поглощать ХОС продемонстрированы также для растений родов *Brassica* (*B. napus*, *B. nigra*), *Medicago* (*M. sativa*, *M. polymorpha*), *Nicotiana* (*N. tabacum*), *Festuca* (*F. arundinacea*) и *Panicum* (*P. virgatum*, *P. variegatum* и *P. clandestinum*), Получены положительные результаты по фиторемедиации почв, загрязненных ХОС, с помощью ряда древесных растений, а именно: буссонетия бумажная (*Boussonetia papyrifera*), шелковицы красной (*Morus rubra*), яблони бурой (*Malus fusca*) и маклюры оранжевой (*Maclura pomifera*) для очистки от ПХБ, тополя (*Populus*) - от атразина; кипариса (*Cupressus*) - от ДДТ и атразина, а также ели сизой (*Picea glauca*) - от ДДТ [17,18].

Предполагается, что одной из причин поглощения гидрофобных ХОС могут быть выделения растениями некоторых **низкомолекулярных органических кислот**, которые способствуют высвобождению ХОС из органической матрицы почвы, как это показано на примере ДДТ. Другой механизм может быть связан с выделением **корневых экссудатов**, обладающих хелатирующими свойствами. Их основная роль заключается в поглощении питательных веществ их почвы, но одновременно они могут связывать молекулы СОЗ, делая их более гидрофильными и, таким образом, доступными не только для поглощения растениями, но и для их транслокации в надземную часть [19].

Однако строго говоря, фитоэкстракцию нельзя рассматривать как вариант обработки *in situ*, поскольку этот метод использует растения только в качестве переносчика загрязнителей из одного места в другое. Большой интерес с точки зрения охраны окружающей среды от ХОС представляет метод **фитодеградации**, когда после поглощения растениями происходит их ферментативное расщепление внутри надземных тканей растения.

Некоторые ХОС также могут подвергаться фитодеградации в результате метаболических процессов в самом растении в ходе различных внутренних ферментативных реакций. Доказана возможность использования фитодеградации для снижения в почве концентрации атразина, ДДТ, ПХБ и т.п. В частности, показана способность высших растений в отсутствие микроорганизмов разлагать **бензольное кольцо** ароматических поллютантов с участием различных оксидаз [20]. В особых условиях в высших растениях может накапливаться дегалогеназа, способная осуществлять дехлорирование ХОС [16].

Однако растениям обычно не хватает ферментов, необходимых для полного разложения стойких органических соединений, что приводит к их медленному и неполному разложению. Существенно повысить способность растений осуществлять процесс фитодеградации удалось путем создания трансгенных растений, в геном которых были встроены бактериальные гены, бифенилдиоксигеназы, участвующие в метаболизме ПХБ [21]. Были вывели

трансгенные растения, в корнях которых секретруется лакказа - фермент класса фенолоксидаз, участвующий в окислительном разложении хлорфенолов и других органических соединений. Ген, продуцирующий этот фермент, был перенесен из базидиомицета *Trametes versicolor*. Также существует запатентованный метод получения трансгенных растений, способных разлагать персистентные s-триазиновые гербициды благодаря экспрессии гена, ответственного за синтез фермента хлоргидролазы, перенесенного из штамма бактерий рода *Pseudomonas*.

Применение **фитоволатилизации** продемонстрировано для почв, загрязненных в основном летучими поллютантами. Фитоволатилизация - это улетучивание загрязняющих веществ из растений с поверхности стеблей, либо через устьица листьев вместе с транспирационным потоком. Для фитоволатилизации предлагают сажать люцерну и акацию [18]. После улетучивания многие химические вещества, стойкие в подповерхностной среде, попадая в атмосферу быстро вступают в реакцию с гидроксильными радикалами или окислителями, образующимися во время фотохимического цикла. Эти процессы снижают риск загрязнения атмосферы токсичными веществами. Тем не менее, этот процесс все же оказывает некоторое воздействие на атмосферу.

Многие исследователи приходят к выводу, что для очистки почв от стойких ХОС наиболее эффективно применение **ризодеградации (фитостимуляции)**. Этот метод основан на активации в почве ризосферных микроорганизмов-деструкторов, которые способны разлагать эти соединения. На рисунке 1 показаны основные механизмы действия растений на ХОС в ризосфере растений. При этом растения и ризосферные микроорганизмы вступают в синергические взаимоотношения. С одной стороны растения создают более благоприятные условия для развития ризосферных микроорганизмов, их численность обычно на 2-4 порядка выше, чем в основном объеме почвы. Основная роль растений заключается в выделении корневых экссудатов, в составе которых могут присутствовать сахара, аминокислоты, органические кислоты и ферменты (например, пероксидазы, фосфатазы, диоксигеназы, монооксигеназы, дегалогеназы, нитрилазы и нитроредуктазы), участвующие в разложении органических загрязнителей.

Среди корневых экссудатов присутствуют соединения, сходных по структуре с различными ХОС. Поступление корневых экссудатов в область ризосферы способствует повышению разнообразия, численности и активности популяции ризосферных микроорганизмов-деструкторов ХОС, а, следовательно, ускорению их биодегградации в почве. Помимо этого, корни растений оказывают положительное действие на агрофизическое состояние почвы. Они повышают степень ее аэрации и регулируют влажность почвы, что создает благоприятные условия для почвенных микроорганизмов-деструкторов.

С другой стороны, ризосферные микроорганизмы также участвуют в защите растений от фитопатогенов и стресса, вызванного слишком высокой концентрацией загрязняющих веществ, и одновременно способствуют

усвоению питательных веществ растением за счет выделения хелатирующих агентов, а также участвуют в разложении токсичных веществ. Кроме того, многие ризосферные микроорганизмы обладают способностью выделять биосурфактанты (рамнолипиды и др.), способствующие десорбции ХОС из почвенного матрикса и тем самым повышающие биодоступность этих соединений.

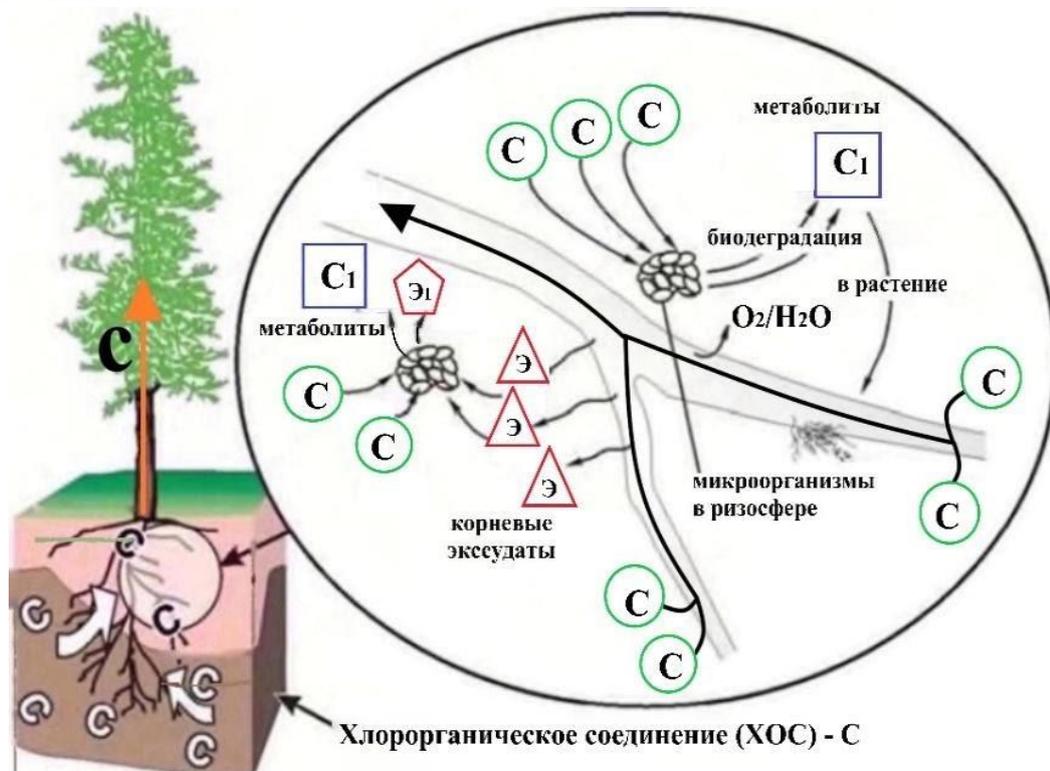


Рисунок 1 – Предполагаемая схема фито- и ризодеградации ХОС [22]

Как показано в ряде обзорных публикаций [23,24] микробное разложение многих ХОС, особенно высокохлорированных аналогов, процесс медленный и сильно зависит от числа атомов хлора, а также от условий среды. Высокохлорированные соединения наиболее легко подвергаются **восстановительному дехлорированию**, тогда как низкохлорированные аналоги легко поддаются **аэробной биодegradации**. Такие соединения как, например, моно-, ди- и некоторые три-хлорированные ПХБ могут даже использоваться микроорганизмами в качестве ростовых субстратов - единственных источников углерода и энергии. В то же время многие высокохлорированные производные ХОС, например, ПХДД/ПХДФ и ПХБ также могут разлагаться в аэробных условиях (хотя и с меньшей скоростью) в условиях кометаболизма, когда микроорганизмы растут на других субстратах, сходных с поллютантами по структуре.

В эксперименте с ПХБ-загрязненной почвой, засеянной люцерной, через 2 года обработки наблюдалась более высокая чем в контроле активность ферментов дегидрогеназы и эстеразы, а также разложение 80% ПХБ по сравнению 30% в контроле [21]. Продемонстрировано снижение содержания ХОС примерно на 30% за 2 года выращивания растений; что в 2 раза превосходило контрольный уровень [25].

Однако, наибольшего успеха при биоремедиации почв, загрязненных повышенными концентрациями ПХБ, можно добиться путем создания переменных анаэробно-аэробных условий. Показано, что биodeградация ПХБ засеянных просом (*Panicum virgatum*) и засаженных тополем (*Populus deltoids x nigra*), при периодическом затоплении для создания анаэробных условий с последующей аэрацией, протекала на 50% быстрее, чем в контроле без растений. Доказана положительная роль растений как в период восстановительного дехлорирования высокохлорированных конгенов ХОС, так и в процессе аэробной деградации образующихся при этом низкохлорированных продуктов [26].

В исследовании [27] описана положительная роль корневых экссудатов в поглощении атразина тополем (*Poplar*). Исследование также показало, что фенольные соединения, флавоноиды и терпены, присутствующие в корневых экссудатах, могут вызывать бактериальную деградацию ПХБ. Посев табака, паслена, люцерны и хрена обеспечило ускорение удаления ПХБ из загрязненной почвы на 6 - 34% ПХБ за 6 месяцев экспериментов, при этом доказано, что основная роль растений состояла в повышении активности бактериальных консорциумов, способных к деградации ПХБ [17].

Процесс ризодеградации можно также усилить за счет интродукции двух видов микроорганизмов: 1) - деструкторов, способных разлагать соответствующие загрязнители и 2) - рост-регулирующих микроорганизмов, повышающих устойчивость растений к стрессу, особенно в сочетании с надлежащими агрономическими методами выращивания растений или за счет внесения удобрений.

В обзоре [21] обобщены недавние исследования, основанные на комбинациях растений и микробов при разложении ПХБ. В этих экспериментах в качестве растений-фиторемедиаторов использовали различные травянистые растения (горчицу сарептскую (*Bbrassica juncea*), люцерну посевную (*Medicago sativa*), просо прутьевидное (*Panicum virgatum*), хрен (*Armoracia rusticana*)), а также древесные виды (австрийская сосна (*Pine nigra*) и козья ива (*Salix caprea*)). Выращивание этих растений в сочетании с биоаугментацией штаммов рост-стимулирующих ризосферных бактерий, либо ПХБ-разлагающих микроорганизмов обеспечило существенное ускорение биodeградации ПХБ. При этом через 6 месяцев фиторемедиации снижение суммарной концентрации ПХБ варьировало в интервале 28 - 48%, а на исторически загрязненном участке их концентрация снизилась на 31 и 78% через один и два года обработки соответственно. Наибольший эффект был достигнут в ходе фиторемедиации участка вблизи химического завода, исторически загрязненного низкими дозами ПХБ (0,4 - 0,6 мг/кг), где концентрация ПХБ через 14 месяцев снизилась более чем на 90%.

Доказана возможность использования ризоремедиации для снижения концентрации диоксинов (ПХДД/ПХДФ), при этом естественная биodeградация в ризосфере может быть усилена добавлением ризосферных микроорганизмов [24].

Технологии фиторемедиации удобно использовать для очистки загрязненных почв на больших площадях. Более высокой эффективности использования приемов фиторемедиации можно достичь путем **создания инженерно-экологической системы**, то есть комплекса сооружений и мероприятий по восстановлению естественной самоочищающей способности геосистем [28,29]. В состав инженерно-экологической системы могут входить следующие сооружения:

- емкость для приготовления эффектора фиторемедиации;
- насосная установка для подачи эффектора фиторемедиации на участок;
- система трубопроводов для подпочвенной подачи и равномерного распределения эффектора на участке;
- система закрытых трубопроводов для перехвата фильтрационного потока на границе загрязненного участка;
- растения-фиторемедианты;
- смотровые колодцы;
- накопитель сточных дренажных вод.

В литературе имеются примеры использования метода фиторемедиации в промышленном масштабе. В 1987 г. для очистки загрязнённого участка площадью 1,2 га, расположенном возле химического завода по производству пестицидов, находящегося около населенного пункта Окони (шт. Иллинойс, США) применялся метод фиторемедиации. Фиторемедиация загрязненного участка продолжалась 3 года до 1990 г. и была разделена на 2 этапа. На первом этапе были посеяны люцерна и кукуруза, на втором этапе высажены тополя. В ходе фиторемедиации почву вокруг растений регулярно увлажняли с помощью капельного орошения. Через 3 года концентрация атразина в почве снизилась с 885 до 10, алахлора - с 180 до 25 и метолахлора - с 80 до 25 мг/кг, т.е. примерно на 99, 86 и 69%, соответственно [30].

Еще один проект фиторемедиации в промышленном масштабе был реализован в штате Арканзас (США) в 2001 г. при ликвидации частной свалки металлолома, где на территории 0,81 га было обнаружено загрязнение почвы ПХБ на уровне 10-14 мг/кг. В целях экономии средств было принято решение применить технологию фиторемедиации. На участке были высажены саженцы красной шелковицы, а затем посеяна бермудская трава (*Cynodon dactylon*). Через 28 месяцев уровень содержания ПХБ в почве снизился до 2 - 5 мг/кг (на 80-90%), т.е. до уровня, близкого к допустимому нормативу содержания ПХБ в почве, установленному правительством США для промышленных территорий [31].

Заключение

Фиторемедиация, это экономически выгодная и экологичная стратегия очистки почв от ХОС. Методы фиторемедиации представляют собой природоподобные технологии, которые не производят вторичного загрязнения окружающей среды, в отличии, например, от технологии термического обезвреживания почв и грунтов, загрязненных ХОС. Фиторемедиация рассматривается как многообещающая стратегия для удаления многих загрязнителей в условиях *in situ*, т.е. непосредственно на

участке, без извлечения и транспортировки загрязненного грунта на значительные расстояния. Особенно перспективно ее использование для рекультивации больших территорий с умеренно и слабо загрязненной почвой. В целом, фиторемедиация менее затратна по сравнению с такими традиционными технологиями, как экскавирование грунта, термическая обработка или захоронение на полигонах отходов. Основным ограничением применения фиторемедиации в промышленном масштабе является отсутствие четкой методической литературы, которая должна описывать основные подходы и уровни загрязнения земель различными поллютантами допустимых для применения фиторемедиации.

Список используемой литературы

1. Илларионова, Е.А. Химико-токсикологический анализ пестицидов: учебное пособие / Е.А. Илларионова, И.П. Сыроватский – Иркутск: ИГМУ, 2016. – 36 с
2. De Wit C.A., Herzke D., Vorkamp K. Brominated flame retardants in the Arctic environment – trends and new candidates //Sci. Total Environ. 2010. 408. p. 2885–2918.
3. Федеральный закон «О ратификации Стокгольмской конвенции о стойких органических загрязнителях» от 27.06.2011 N 164-ФЗ // Собрание законодательства Российской Федерации – 2011 - №27 – Ст. 3875.
4. Профиль конгенов полихлорированных бифенилов в почвах Москвы / Е.С. Бродский, А.А. Шелепчиков, Д.Б. Фешин [и др.] // Почвоведение – 2012 - №2 – С. 35 – 40.
5. Безопасная эксплуатация ПХБ – оборудования, его очистка и уничтожение: Российское энергетическое агентство – Москва, 2016 – 48 с.
6. Ревич, Б.А. Экологическая эпидемиология: Учебник для высш. учеб. заведений / Б.А. Ревич, С.Л. Авалиани, Г.И. Тихонова – Москва: Издательский центр «Академия» - 2004 – 384 с.
7. IARC Monographs evaluate DDT, lindane, and 2,4-D [Электронный ресурс] / International Agency for Research on Cancer. Режим доступа: https://www.iarc.who.int/wp-content/uploads/2018/07/pr236_E.pdf (дата обращения 08.05.2021 г.)
8. Федоров, Л.А. Диоксины как экологическая опасность: ретроспектива и перспективы / Л.А. Федоров – Москва: Наука – 1993 – 266 с.
9. Ежегодник «Состояние загрязнения пестицидами объектов природной среды Российской Федерации в 2018 году» – Обнинск: ФГБУ «НПО «Тайфун»», 2019. - 89 с.
10. О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2018 году. Государственный доклад. - М.: Минприроды России; НПП «Кадастр», 2019. - 844 с
11. О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2019 году. Государственный доклад. — М.: Минприроды России; МГУ имени М.В. Ломоносова, 2020. — 1000 с.

12. Васильева, Г.К. Сорбционно-биологическая очистка почв, загрязненных полихлорированными бифенилами / Г.К. Васильева, Е.Р. Стрижакова, Б.Н. Золотарева [и др.] // Экологическая ситуация в городе Серпухове и перспективы её улучшения – М.: НИА – Природа, 2008 – С. 241 – 250.
13. Лапушкин, М.Ю. Многолетний мониторинг трансформации и миграции полихлорированных бифенилов на загрязненном участке в г. Серпухове Московской области / М.Ю. Лапушкин, Н.Н. Лукьянова, Г.К. Васильева // Использование и охрана природных ресурсов в России – 2020 - №4 – с. 75-80.
14. Влияние микрорельефа на распределение полихлорбифенилов в почвах / Д.Ю. Аладин, Н.Ф. Деева, С.М. Севостьянова [и др.] // Теоретическая и прикладная экология — 2017 — № 2 — С. 64-70.
15. Ежегодник «Состояние загрязнения пестицидами объектов природной среды Российской Федерации в 2016 году» - Обнинск: ФГБУ «НПО «Тайфун» - 2017 – 80 с.
16. Phytotechnology: technical and regulatory guidance and decision trees, Revised, Phyto-3 - Washington, DC – 2009 - p. 204.
17. Urbanyak, M. Biodegradation of PCDDs/PCDFs and PCBs /M Urbanyak // Biodegradation - Engineering and Technology – 2013 - №4 – p. 73 – 100.
18. Метаболизм антропогенных токсикантов в высших растениях: монография / Г.И. Квеситадзе, Г.А. Хатисашвили, Т.А. Садунишвили, В.Г. Евстигнеева – Москва: Наука - 2005 - 199 с.
19. Vergani L, Mapelli F, Zanardini E, Terzaghi E, et al. Phyto-rhizoremediation of polychlorinated biphenyl contaminated soils: An outlook on plant-microbe beneficial interactions // Science of the Total Environment 575 (2017) 1395–1406.
20. Susarla S., Medina V.F., McCutcheon S.C. Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination // Ecological Engineering, 2002,18,5, p. 647–658.
21. Pathiraja M.G. Bioremediation of Commercial Polychlorinated Biphenyl Mixture Aroclor 1260 by Naturally Occurring Microorganisms. Submitted in Fulfilment of the Requirements for the Award of the Degree of Doctor of Philosophy. Science and Engineering Faculty Queensland University of Technology. 2018, 290 с.
22. Longley, K. The Feasibility of Poplars for Phytoremediation of TCE Contaminated Groundwater: A Cost-Effective and Natural Alternative Means of Groundwater Treatment // Master Thesis of Environmental Studies the Evergreen State College, 2007, p. 165.
23. Schwitzguébel J.-P., Page V., Dias S.M., Davies L., Vasilyeva G., Strijakova E. Chapter: «Using plants to remove foreign compounds from contaminated water and soil» In: «Organic Xenobiotics and Plants: from Mode of Action to Ecophysiology» by Eds.: P. Schröder and C.D. Collins. Springer Science+Business media. B.V., Brussels – 2011 - P. 149-186.
24. Васильева, Г.К. Биоремедиация почв и седиментов, загрязненных полихлорированными бифенилами / Г.К. Васильева, Е.Р. Стрижаков // Микробиология – 2007 - № 74(6) – С. 725-741.

25. Siciliano SD, Germida JJ, Banks K, Greer CW. Changes in microbial community composition and function during a polyaromatic hydrocarbon phytoremediation field trial. *Applied Environmental Microbiology* – 2003- № 69- p. 483-489.
26. Meggo, R. E., Schnoor, J. L., & Hu, D. Dechlorination of PCBs in the rhizosphere of switchgrass and poplar. *Environmental Pollution*, 178, 312-321.
27. Burken JG, Schnoor JL. Phytoremediation: plant uptake of atrazine and role of root exudates. *Journal Environmental Engineering* 1996; 122 968-963.
28. Голованов, А.И. Природообустройство: Учебник / Под ред. А. И. Голованова. — 2-е изд., испр. и доп. — СПб.: Издательство «Лань», 2015. — 560 с.
29. Лапушкин, М.Ю. О фиторемедиации земель, загрязненных полихлорированными бифенилами / М.Ю. Лапушкин // Материалы международной юбилейной научно-практической конференции - М: Издательство: ФГБНУ "ВНИИГиМ им. А.Н. Костякова" - 2019 - с. 187-191.
30. Russell K. The use and effectiveness of phytoremediation to treat persistent organic pollutants – Washington: U.S. Environmental protection agency, 2005, p. 49.
31. Amanda Van Epps. Phytoremediation of petroleum hydrocarbons pollutants // Washington: U.S. Environmental protection agency, 2006, p. 171.

Работа выполнена при финансовой поддержке Фонда содействия развитию малых форм предприятий в научно-технической сфере (проект УМНИК) и при финансовой поддержке гранта РФФИ, проект № 19-29-05265мк.