

МОДЕЛИРОВАНИЕ РАЗЛОЖЕНИЯ НЕФТЕПРОДУКТОВ В ПОЧВЕ С ПОМОЩЬЮ МИКРОБНЫХ КОНСОРЦИУМОВ

Т.Н. Щемелинина¹, Е.М. Анчугова¹, А.Н. Гуркина², Е.М. Лаптева¹

¹ Федеральное государственное бюджетное учреждение науки

Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН, Сыктывкар

² Сыктывкарский государственный университет им. Питирима Сорокина, Сыктывкар

E-mail: tatyanakomi@mail.ru

Аннотация. Исследовано влияние микробных консорциумов (штаммов *Rhodotorula sp.* VKM Y-2993D, *Pseudomonas libanensis* B-3041D, культур микроводорослей *Acutodesmus obliquus* IPPASS-2016, *Chlorella sp.* IPPASC-2024, *Monoraphidium sp.*, *Anabaena sp.*) на очистку почвы при нефтезагрязнении. Выявлены закономерности изменения биотических показателей и содержания нефтепродуктов на различных этапах деструкции нефти в микрокосмах. Показано, что максимальный эффект при применении технологии «контурного обводнения» дает использование в комплексе с ним бактериально-дрожжевого и альго-бактериально-дрожжевого консорциумов в присутствии минеральных добавок. Степень очистки почвы от нефтепродуктов при такой технологии за 90 сут. лабораторного эксперимента составила 60-63%.

Ключевые слова: нефтяное загрязнение, альго-бактериально-дрожжевой консорциум, биологическая активность, эффективность очистки

Введение

В настоящее время для очистки почв от нефти и нефтепродуктов (НП) применяют различные подходы. Имеющиеся по данной проблематике публикации свидетельствуют о том, что универсальных методов восстановления почв после их загрязнения углеводородами нефти не существует. Положительный результат может быть достигнут только при применении технологий, учитывающих конкретные условия территории загрязнения, уровень концентрации поллютантов, давность нефтеразлива, качественный состав нефти, степень функциональной активности аборигенной и используемой для ремедиации почв микробиоты.

Существующие технологии биорекультивации предусматривают восстановление почв с низкой степенью их загрязнения или после проведения комплекса мероприятий по предварительному удалению нефти и НП с почвы. Широкое распространение для сбора нефти на участках аварийного разлива получил достаточно щадящий метод «контурного обводнения» (Воробьев, 2005), при котором сохраняется почвенный и растительный покров территории загрязнения. При необходимости в дальнейшем может быть проведена дополнительная биологическая очистка почв ассоциациями микроорганизмов. Использование этих двух подходов в комплексе позволяет разработать новую биотехнологическую схему для решения проблемы загрязнения окружающей среды персистентными веществами. Для оценки механизмов биотрансформации поллютантов (углеводородов нефти) необходимы: 1) изучение процессов их биоокисления на разных этапах восстановления; 2) комплексный контроль биотических и абиотических компонентов экосистемы – окислительно-восстановительных ферментов, углеводородокисляющих микроорганизмов (УОМ), остаточного содержания НП (Комплексный..., 2013).

Цель данной работы заключалась в выявлении закономерностей изменения индикаторных параметров в процессе очистки нефтезагрязненной почвы с использованием микробных консорциумов.

Материалы и методы

Основой проведения исследований послужил лабораторный эксперимент по изучению деструкции нефти комплексом нефтеокисляющих микроорганизмов, выделенных из нефтезагрязненных почв Усинского района Республики Коми. В качестве микроорганизмов, способных к деструкции широкого спектра нефтяных углеводородов, использовали штаммы нефтеокисляющих микроорганизмов *Rhodotorula sp.* VKM Y-2993D (Маркарова, 2014), *Pseudomonas libanensis* B-3041D (Маркарова, 2017), а также штаммы микроводорослей *Acutodesmus obliquus* IPPASS-2016 (Щемелинина, 2015), *Chlorella sp.* IPPASC-2024, *Monoraphidium sp.*, *Anabaena sp.* из коллекции SykoA Института биологии Коми НЦ УрО РАН (Новиковская, 2012).

Эксперимент проводили в лабораторных условиях в микрокосмах, для чего в сосуды помещали минеральный субстрат массой 0.5 кг и загрязняли его нефтью (30%). В качестве субстрата использовали образцы почвы из пахотного горизонта окультуренной дерново-подзолистой почвы. В емкости с почвой добавляли воду (1 дм³), минеральные соли (азотно-калийно-фосфорное удобрение – NPK-15) и биологические агенты (бактерии, дрожжи и микроводоросли, выращенные отдельно) в соответствии со схемой, представленной в табл. 1. Лабораторный эксперимент проводили в трехкратной повторности при комнатной температуре. Слой воды, располагающийся над поверхностью минерального субстрата, аэрировали с помощью компрессора Tetratex APS 400. Продолжительность лабораторного эксперимента составила 90 сут.

Таблица 1

Схема проведения эксперимента

Вариант	НРК-15, 0,5 г	Суспензия	
		Бактериально-дрожжевого консорциума*, 50 см ³ ; 10 ⁹ КОЕ/см ³	Консорциума микроводорослей**, 50 см ³ ; 10 ⁸ КОЕ/см ³
Контроль	–	–	–
I	+	–	–
II	+	+	–
III	+	–	+
IV	+	+	+

* Штаммы микроорганизмов *Rhodotorula* sp., *Pseudomonas libanensis*, 1:1; ** микроводоросли *Acutodesmus obliquus*, *Chlorella* sp., *Monoraphidium* sp., *Anabaena* sp., в равных долях.

Изменение биологической активности почвы (минерального субстрата) оценивали по динамике численности УОМ (Методы..., 1991) и активности окислительно-восстановительных ферментов в соответствии с общепринятыми методами (Хазиев, 2005). Активность фермента каталазы определяли перманганатным методом, основанном на окислении перекиси водорода раствором $KMnO_4$. Каталазную активность выражали в $см^3 0.1 M KMnO_4$ на 1 г сухой почвы за 20 мин. Дегидрогеназную активность оценивали на основе колориметрического измерения трифенилформазана (ТТФ), образующегося в результате восстановления бесцветной соли 2,3,5-трифенилтетразолия хлористого. Результаты определения активности дегидрогеназы выражали в миллиграммах ТТФ на 1 г сухой почвы за 24 ч. Дегидрогеназную активность водной среды исследовали в соответствии с методикой ВНИИ ВОДГЕО (Роговская, 1970).

Все полученные результаты по величине ферментативной активности сводили к расчетному показателю среднего геометрического – $GMea$ (Zhu, 2005):

$$GMea = \sqrt{Cat \cdot Geh},$$

где $GMea$ – среднее геометрическое ферментативной активности, %; Cat – каталаза, %; Geh – дегидрогеназа, %.

Относительные баллы для показателей ферментативной активности Cat и Geh рассчитывали по формуле Т.А. Девятовой (Девятова, 2005). Например, для показателей каталазной активности расчет вели по формуле:

$$Cat = (Catф/Cat0) \cdot 100\%,$$

где Cat – относительный оценочный балл показателя, %; $Catф$ – фактическое значение показателя, $см^3 0.1 M KMnO_4$ на 1 г сухой почвы за 20 мин; $Cat0$ – значение показателя в незагрязненной почве, $см^3 0.1 M KMnO_4$ на 1 г сухой почвы за 20 мин.

Аналогично рассчитывали значение относительного оценочного балла для показателей дегидрогеназной активности.

Интенсивность деструкции нефти оценивали по изменению содержанию НП в образцах почв и водной среды (ВС). Содержание НП определяли гравиметрическим методом, экстрагируя НП из образцов почв и ВС хлороформом (Методика..., 1998).

Статистическую обработку данных осуществляли с применением пакета прикладных программ Microsoft Office Excel 2010. При статистической обработке данных использовали t -критерий Стьюдента и расчет доверительных интервалов средних арифметических значений.

Результаты и обсуждение

Распад углеводов нефти в почве связан с окислительно-восстановительными процессами, происходящими при участии различных ферментов (Киреева, 2001). Нефтеокисляющая способность почвенных микроорганизмов обусловлена синтезом и поступлением в окружающую среду таких ферментов, как дегидрогеназа и каталаза. Их присутствие в почве характеризует общую метаболическую активность почвенной микрофлоры. Дегидрогеназа принимает непосредственное участие в биохимическом окислении углеводов (Пиковский, 1988), а свободный кислород, образующийся при разложении перекиси водорода в присутствии фермента каталазы, способствует активизации деятельности микроорганизмов, участвующих в процессах деструкции углеводов. Изменение каталазной активности в этом случае соотносится с изменением численности углеводородокисляющих микроорганизмов (Исмаилов, 1982).

Для оценки влияния используемого комплекса микроорганизмов на процессы деструкции НП при проведении лабораторного эксперимента мы проводили отбор проб почв и ВС из микрокосмов на третий день от начала эксперимента, спустя месяц и спустя три месяца экспозиции. Как показали проведенные исследования (табл. 2), в контрольном варианте содержание НП в почве за все время эксперимента практически не изменилось. Все различия в концентрации нефти на третьи, 30-е и 90-е сут. экспозиции были несущественны для 0.05%-ного уровня значимости.

Наиболее значительный эффект в очистке почв от НП выявлен в вариантах II и IV, в которых в качестве биологических агентов деструкции НП использовали бактериально-дрожжевой (II) и альго-бактериально-дрожжевой (IV) консорциумы в комплексе с минеральными удобрениями. В этих вариантах эффективность очистки почв от НП в микрокосмах составила за 90 сут. эксперимента соответственно 59.9 и 63.1%. Внесение только одних минеральных удобрений (I) в загрязненную почву привело к снижению содержания НП

Таблица 2

Динамика изменения содержания нефтепродуктов в микрокосмах

Вариант	Содержание нефтепродуктов			
	В почве, мг/г			В водной среде, мг/100 см ³
	Третьи сутки	30-е сутки	90 суток	90 суток
Контроль	325.2 ± 10.7	329.5 ± 6.5	337.7 ± 3.1	47
I	293.7 ± 5.5	302.2 ± 4.4	290 ± 6.1	1491
II	195.9 ± 9.5	176.6 ± 4.7	135.4 ± 5.1	2423
III	268.6 ± 10.5	270.7 ± 5.9	269.1 ± 5.3	108
IV	207.8 ± 2.7	186.6 ± 1.4	124.6 ± 1.5	750

за весь период экспозиции всего на 10.5%, минеральных удобрений в сочетании с микроводорослями (III) – на 20.3%.

При анализе процессов, происходящих в микрокосмах в результате взаимодействия биологических агентов с НП, особое внимание следует уделить вопросу десорбции (поступления) углеводов из загрязненного субстрата (почвы) в водную среду. Теоретическое обоснование возможности десорбции нефти биосурфактантами – поверхностно-активными веществами, выделяемыми микроорганизмами, – основано на двух гипотезах. Первая гипотеза состоит в том, что биосурфактанты, как и синтетические поверхностно-активные вещества (ПАВ), образуют мицеллы (Stelmack, 1999; Roy, 2004), с помощью которых часть углеводов, сорбированная на почвенной матрице, может быть отделена от твердой фазы (Allen, 1999). Вторая гипотеза основана на представлении о гидрофобном характере строения внутренней среды мицелл, которые образуют молекулы биосурфактантов, что определяет растворимость неполярных соединений, в том числе углеводородов (Grimberg, 1996; Анчугова, 2009). По всей видимости, оба эти процесса могут способствовать более эффективному отделению углеводов нефти от твердой фазы (почв, минеральных субстратов, донных отложений) в загрязненных нефтью природных экосистемах.

В проведенном нами эксперименте также отмечен эффект эмульгирования и десорбции НП в водную среду (табл. 2), что может быть связано с деятельностью внесенных в микрокосмы микроорганизмов. Минимальную десорбцию НП наблюдали в контрольном варианте, максимальную – в микрокосме с внесением биомассы бактерий и дрожжей (вариант II). Микроскопирование проб воды из микрокосмов показало наличие клеток бактерий, дрожжей (варианты II, IV) и микроводорослей (вариант IV), делящихся на диспергированной нефти (рис. 1).

Изучение содержания в микрокосмах нефтеокисляющих микроорганизмов показало, что вне зависимости от варианта опыта во всех микрокосмах динамика численности УОМ имела сходную картину (рис. 2). Спустя три дня после начала эксперимента во всех образцах почв отмечено содержание УОМ на уровне 2×10^9 КОЕ/г почвы. В последующем, спустя месяц экспозиции, наблюдалось резкое (на порядок) снижение численности микроорганизмов данной группы, которое либо оставалось на этом уровне до конца эксперимента (контроль, варианты II и III), либо имело тенденцию к возрастанию (варианты I и IV). Сравнительно высокая концентрация клеток

УОМ в первые дни эксперимента может быть обусловлена введением в почвы микрокосмов специфического субстрата – нефти. Снижение численности клеток УОМ в ходе эксперимента связано, скорее всего, с ухудшением условий аэрации почвы в избыточно обводненной среде микрокосмов, где над минеральным субстратом создавался и поддерживался в течение всего срока эксперимента слой воды (ВС) толщиной 10-15 см.

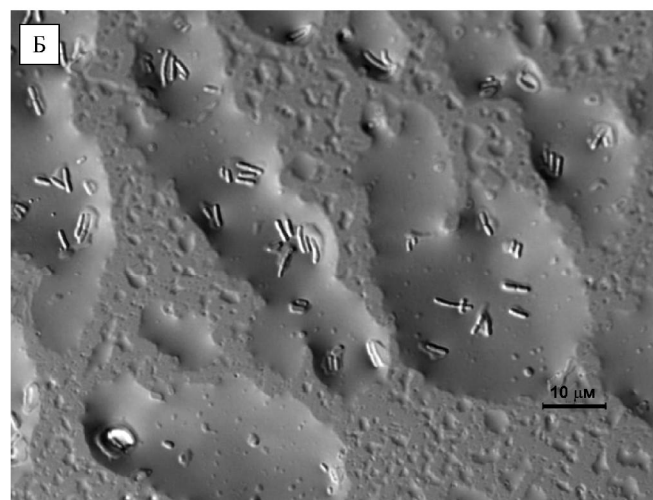
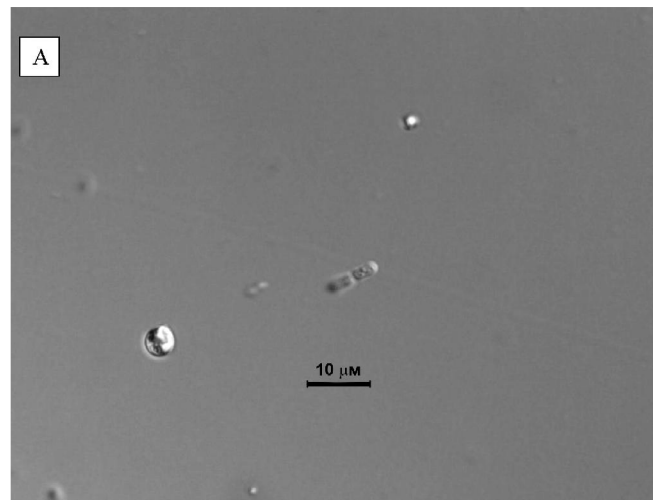


Рис. 1. Клетки микроводорослей, бактерий и дрожжей в образцах воды из микрокосма (А) и нефтяной пленки (Б) (вариант IV) (фото Е.Н. Патовой).

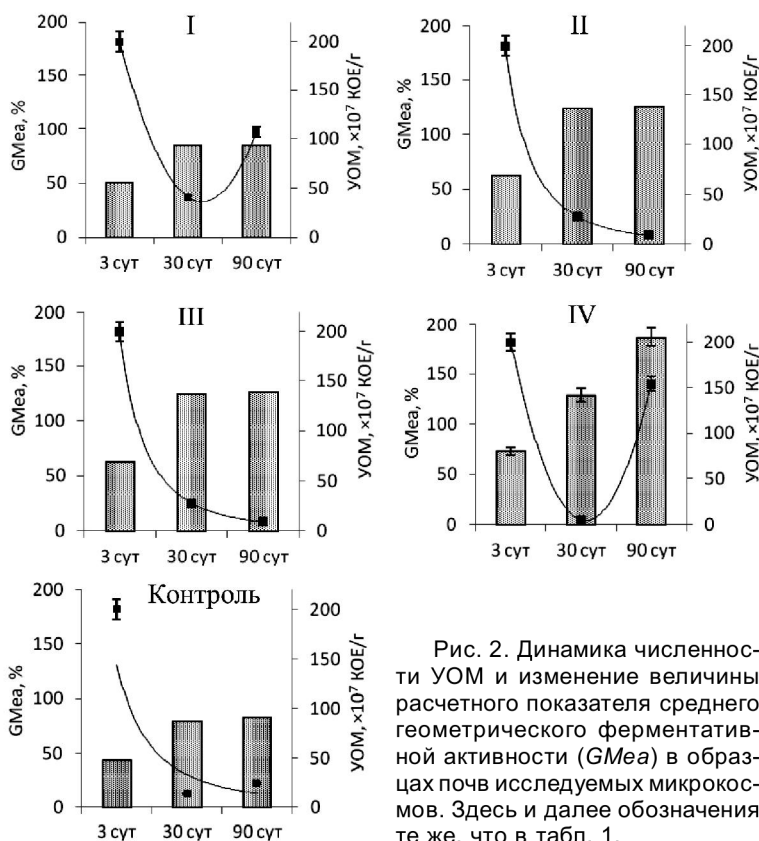


Рис. 2. Динамика численности УОМ и изменение величины расчетного показателя среднего геометрического ферментативной активности (*GMea*) в образцах почв исследуемых микрокосмов. Здесь и далее обозначения те же, что в табл. 1.

Несмотря на близкие величины численности УОМ во всех микрокосмах, зафиксированные на третьей сутки эксперимента, по ферментативной активности минеральные субстраты несколько различались (рис. 2). Минимальные значения расчетного показателя *GMea* отмечены в контроле и в вариантах опыта I и III (значение *GMea* в пределах 45-50%), максимальные (60-75%) – в вариантах опыта II и IV, т.е. в тех вариантах, где в качестве биологических агентов нефтеокисления введены бактериально-дрожжевой и альго-бактериально-дрожжевой консорциумы. Следует отметить, что снижение численности УОМ в ходе эксперимента не привело к подавлению в микрокосмах окислительно-восстановительных процессов. Как видно (рис. 2), спустя месяц экспозиции во всех микрокосмах наблюдалось возрастание величины *GMea*, а спустя три месяца –

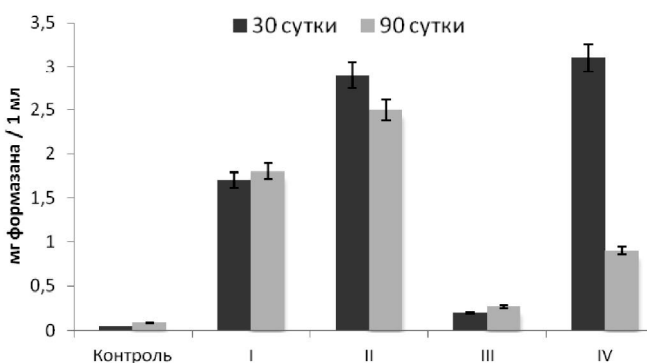


Рис. 3. Динамика дегидрогеназной активности в образцах воды, покрывающей поверхность минерального субстрата в микрокосмах эксперимента.

только в вариантах опыта с введением микроводорослей (III) и альго-бактериально-дрожжевого (IV) консорциума микроорганизмов, причем в последнем случае значения величины *GMea* были максимальны (180%).

Важным показателем при характеристике деструкционных процессов нефтепродуктов является величина дегидрогеназной активности, определяемая в водной среде, загрязненной нефтяными углеводородами. Как показал проведенный нами многодневный эксперимент с их разложением в микрокосмах, дегидрогеназная активность, определяемая в пробах воды, покрывающей слой минерального субстрата и аэрируемой в течение всего срока проведения эксперимента, имела сложную динамику (рис. 3). В контрольном варианте, где наблюдали самую низкую десорбцию НП, отмечены и наиболее низкие значения величины дегидрогеназной активности. Следует обратить внимание на микрокосмы II и IV, в почвах которых наблюдалось благодаря жизнедеятельности микроорганизмов эффективное снижение содержания НП за счет их десорбции в ВС (табл. 2). В ВС этих микрокосмов отмечено более высокое содержание НП по сравнению с контролем. Однако, при сравнении соотношения НП в почве и воде вариант IV отличался от варианта II большей эффективностью очистки почвы. Существенно более низкие значения содержания НП в ВС варианта IV могут быть следствием более активной деструкции НП в водной фазе этого микрокосма за счет комплексного действия микроорганизмов, входящих в состав альго-бактериально-дрожжевого консорциума. Возрастание в этом варианте опыта (IV) к концу экспозиции показателя *GMea*, характеризующего уровень ферментативной активности биотического комплекса, и численности УОМ может свидетельствовать об определенных сукцессионных изменениях в их составе, способствующих активизации процессов деструкции НП в присутствии штаммов микроорганизмов *Rhodotorula* sp., *Pseudomonas libanensis* и микроводорослей *Acutodesmus obliquus*, *Chlorella* sp., *Monoraphidium* sp., *Anabaena* sp. Самоочищение почвы (контрольный микрокосм) проходит значительно дольше, чем при внесении биологических агентов.

Заключение

Таким образом, на основе многодневного лабораторного эксперимента с нефтезагрязненными субстратами (образцами дерново-подзолистой почвы) исследовано влияние различных консорциумов нефтеокисляющих биологических агентов (штаммов *Rhodotorula* sp. VKM Y-2993D, *Pseu-*

domonas libanensis В-3041D, культур микроводорослей *Acutodesmus obliquus* IPPASS-2016, *Chlorella* sp. IPPASC-2024, *Monoraphidium* sp., *Anabaena* sp.) на динамику деструкции НП в условиях моделирования технологии «контурного обводнения». С использованием ряда биотических и биохимических показателей (численность углеводородокисляющих микроорганизмов, активность ферментов каталазы и дегидрогеназы) выявлены закономерности изменения биологической активности субстратов в микрокосмах и их связь с динамикой содержания нефтепродуктов в минеральном субстрате и водной среде микрокосмов. Показано, что наиболее эффективной технологией очистки почв от нефти в условиях лабораторного эксперимента, моделирующего совокупное применение «контурного обводнения» с биоремедиацией нефтезагрязненных почв, является введение в среду бактериально-дрожжевого и альгобактериально-дрожжевого консорциумов в присутствии минеральных добавок. Степень очистки почвы от нефтепродуктов за 90 сут. проведения эксперимента составила 60-63%.

Полученные данные позволяют рекомендовать технологию очистки нефтезагрязненных почв, включающую внесение биоагентов (альго-бактериально-дрожжевого консорциума) с минеральными добавками, «контурное обводнение», насыщение кислородом водной фазы с помощью аэрирующих устройств. Такая технология позволит в достаточно короткие сроки снизить нагрузку нефтяных углеводородов на наземные экосистемы с высокой степенью загрязнения почв нефтью.

Работа выполнена в рамках Государственного задания «Разработка биокаталитических систем на основе ферментов, микроорганизмов и растительных клеток, их иммобилизованных форм и ассоциаций для переработки растительного сырья, получения биологически активных веществ, биотоплива, ремедиации загрязненных почв и очистки сточных вод» (№ Гр АААА-А17-117121270025-1) и проекта Комплексной программы УрО РАН «Микробные сообщества криогенных почв как основа стабильного функционирования наземных экосистем Арктики и Субарктики в условиях меняющегося климата и антропогенного воздействия» (18-9-4-40).

ЛИТЕРАТУРА

Анчугова, Е. М. Эффективность и экологические аспекты применения растворов поверхностно-активных веществ для разделения фаз механических примесей и нефти из нефтешламов / Е. М. Анчугова, М. Ю. Маркарова, Т. Н. Щемелинина // Известия Самарского НЦ РАН. – 2009. – Т. 11, № 1. – С. 202–207.

Воробьев, Ю. Л. Предупреждение и ликвидация аварийных разливов нефти и нефтепродуктов / Ю. Л. Воробьев, В. А. Акимов, Ю. И. Соколов. – Москва : Ин-октаво, 2005. – С. 315.

Девятова, Т. А. Биоэкологические принципы мониторинга и диагностики загрязнения почв / Т. А. Девятова // Вестник Воронежского гос. ун-та. Серия Химия. Биология. Фармация. – 2005. – № 1. – С. 103–106.

Исмаилов, Н. М. Нефтяное загрязнение и биологическая активность почв / Н. М. Исмаилов // Добыча полезных ископаемых и геохимия природных экосистем. – Москва : Наука, 1982. – С. 227–235.

Киреева, Н. А. Биологическая активность нефтезагрязненных почв / Н. А. Киреева, В. В. Водопьянов, А. М. Мифтахова. – Уфа : Гилем, 2001. – 376 с.

Комплексный мониторинг загрязненных нефтью почв в условиях крайнесеверной тайги / Е. Н. Мелехина, М. Ю. Маркарова, Е. М. Анчугова, Т. Н. Щемелинина, В. А. Канев // Проблемы изучения и охраны животного мира на Севере : материалы Всероссийской конференции, 8–12 апреля 2013 г., Сыктывкар. – Сыктывкар, 2013. – С. 147–149.

Маркарова, М. Ю. Штамм *Rhodotorula* sp. для очистки почв, вод, сточных вод, шламов от нефти и нефтепродуктов: пат. RU 2 526 496 С1 / М. Ю. Маркарова, Т. Н. Щемелинина, Е. М. Анчугова. Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения Российской академии наук. Опубл. 20.8.2014.

Маркарова, М. Ю. Штамм *Pseudomonas libanensis* В-3041D для очистки почвенных и водных сред от нефтяных углеводородов: пат. RUS 2 619 183 / М. Ю. Маркарова, Т. Н. Щемелинина, Е. М. Анчугова. Общество с ограниченной ответственностью «ЭкоАльянс». Опубл. 12.05.2017.

Методика измерений массовой доли нефтепродуктов в пробах почв и грунтов флуориметрическим методом на анализаторе жидкости «Флюорат-02» (М 03-03-2012) Группа компаний «ЛЮМЭКС». – ПНД Ф 16.1:2.21-98 Дата выдачи свидетельства 07.08.2012, ФР.1.31.2012.13170

Методы почвенной микробиологии и биохимии / отв. ред. Д. Г. Звягинцев. – Москва : Издательство Московского университета, 1991. – 304 с.

Новаковская, И. В. Коллекция живых штаммов микроводорослей Института биологии Коми НЦ УрО РАН и перспективы ее использования / И. В. Новаковская, Е. Н. Патова // Известия Коми научного центра УрО РАН. – 2012. – № 2 (10). – С. 36–41.

Пиковский, Ю. М. Трансформация техногенных потоков нефти в почвенных экосистемах / Ю. М. Пиковский // Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем. – Москва : Наука, 1988. – С. 7–22.

Подалов, Ю. А. Экология нефтегазового производства / Ю. А. Подалов. – Москва : Инфра-Инженерия, 2010. – С. 175.

Роговская, П. И. Рекомендации по методам производства анализов на сооружениях биохимической очистки промышленных сточных вод / П. И. Роговская, Ф. Е. Оргианская. – Москва : Стройиздат, 1970. – 104 с.

Трофимов, С. Я. Жидкая фаза почв : учебное пособие по некоторым главам курса химии почв / С. Я. Трофимов, Е. И. Караванова. – Москва : Университетская книга, 2009. – 111 с.

Хазиев, Ф. Х. Изменение биохимических процессов в почвах при нефтяном загрязнении и активация разложения нефти / Ф. Х. Хазиев, Ф. Ф. Фахтиев // Агрехимия. – 1981. – № 10. – С. 102–111.

Хазиев, Ф. Х. Методы почвенной энзимологии / Ф. Х. Хазиев ; отв. ред. Г. С. Куликов. – Москва : Наука, 2005. – 252 с.

Штамм зеленой микроводоросли *Acutodesmus obliquus*, предназначенный для очистки сточных вод от загрязняющих веществ в коммунальном хозяйстве и целлюлозно-бумажной промышленности: пат. RUS 2556131 / Т. Н. Щемелинина, Е. М. Анчугова, Д. В. Тарабукин, В. В. Володин, М. Ю. Маркарова, Е. Н. Патова, И. В. Новаковская. Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт биологии

Коми научного центра Уральского отделения Российской академии наук. Оpubл. 10.07.2015.

Allen, C. R. Contrasting effects of a nonionic surfactant on the biotransformation of polycyclic aromatic hydrocarbons by soil bacteria / C. R. Allen, D. R. Boyd, F. Hempenstall // *Appl. Environ. Microbiol.* – 1999. – Vol. 65, N 3. – P. 1335–1339.

Grimberg, S. J. Quantifying the biodegradation of phenanthrene by *Pseudomonas stutzeri* P16 in the presence of a nonionic surfactant / S. J. Grimberg, W. T. Stringfellow, M. D. Aitken // *Appl. Environ. Microbiol.* – 1996. – Vol. 62. – P. 2387–2392.

Roy, D. Modeling of anthracene removal from soil columns by surfactant / D. Roy, M. Liu, G. Wang // *J. Environ. Sci. Health Part A Environ. Sci. Eng.* – 1994. – Vol. 29. – P. 197–213.

Stelmack, P. L. Bacterial adhesion to soil contaminants in the presence of surfactants / P. L. Stelmack, M. R. Gray, M. A. Pickard // *Appl. Environ. Microbiol.* – 1999. – Vol. 65, N 1. – P. 163–168.

Zhu, Y. The distribution and source apportionment of aliphatic hydrocarbons in soils from the outskirts of Beijing / Y. Zhu // *Org. Geochem.* – 2005. – Vol. 36, N 3 – P. 475–483.

MODELING OF THE HYDROCARBON DECOMPOSITION BY THE MICROBIAL ASSOCIATIONS IN THE SOD-PODSOLIC SOIL

T.N. Shchemelinina¹, E.M. Anchugova¹, A.N. Gurkina², E.M. Lapteva¹

¹*Institute of Biology of Komi Scientific Centre of the Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Syktyvkar*

²*Pitirim Sorokin Syktyvkar State University, Syktyvkar*

Summary. The influence of microbial consortia such as bacterial-yeast, microalgal and algal-bacterial-yeast associations on the oil contaminated soil and covering water clean-up was investigated using the parameters of microbiological and enzymatic activity and the decrease of total petroleum hydrocarbons (TPH). Biological activity of the soil was estimated using the dynamics of hydrocarbon oxidizing microorganisms' number and the activity of ox-red enzymes. Symbiotic complex of bacteria and yeast and an algal-bacterial-yeast consortium with fertilizers were found to be the most effective in oil degradation. The efficiency of soil clean-up for 90 days of the experiment was 59.9% for the consortium of bacteria and yeast, 20.3% for microalgal biomass and 63.1% for algal-bacterial-yeast consortium respectively. Application of fertilizers only resulted in a 10.5% decrease in TPH content for 90 days.

The inoculation with microorganism cells was shown to emulsify oil hydrocarbons and to desorb them into the covering water. Minimal oil hydrocarbon desorption to covering water was observed in the control, the maximum – in the microcosm inoculated with bacteria and yeast. Microscoping of the covering water showed the accumulation of dividing bacterial, yeast, and microalgal cells on the oil dispersed. Thus the most effective TPH reduction, both in soil and in the covering water, was observed in the microcosm inoculated with the algal-bacterial-yeast consortium.

Key words: oil pollution, alga-bacterial-yeast consortium, biological activity, clean-up efficiency