

9. Микроорганизмы и охрана почв. М., 1991.
10. *Силин И.И.* Экология и экономика природных ресурсов бассейна р. Протвы (Калужская и Московская области). Калуга, 2003.
11. *Соколов М.С., Филипчук О.Д., Цаценко Л.В.* Биогеоценотические критерии экологического нормирования // Сельскохозяйственная биология. 1998. № 3.
12. *Сокурова Е.Н.* Действие различных ионизирующих излучений на азотфиксирующие бактерии и микрофлору почвы: Автореф. канд. дис. М., 1956.
13. *Степанов А.Л., Ошипенко В.Г.* Оценка интенсивности дыхания, азотфиксирующей и денитрифицирующей активности горно-луговых почв Северо-Западного Кавказа // Вестн. Моск. ун-та. Сер.17. Почвовед. 1989. № 2.
14. *Умаров М.М.* Ацетиленовый метод изучения азотфиксации в почвенно-микробиологических исследованиях // Почвоведение. 1976. № 11.
15. *Хазиев Ф.Х.* Методы почвенной энзимологии. М., 1990.
16. *Egorova E.I., Kozmin G.V.* Biological monitoring of the environment in anthropogenic contaminated areas // International Conference on Radioactivity in the Environment. Monaco, 2002.
17. *Kozmin G.V., Egorova E.I.* Ecological estimation of an environmental state near nuclear power plants // Joint International Seminar on Exposure and Effects, Modelling in Environmental Toxicology: a first dialogue between nuclear and non-nuclear environmental scientists and managers. Antwerpen, 2002.

Поступила в редакцию
16.06.06

SOIL BIOLOGICAL ACTIVITY IN THE TERRITORY OF OBNINSK NUCLEAR CENTER

N.N. Pavlova, E.I. Egorova, A.L. Stepanov, N.A. Manucharova

The biological activity of soil microbial communities was studied in the territory of Nuclear Center in Obninsk. The biological monitoring includes application of biochemical analysis – evaluation of enzymes activities and methods of gas-chromatography such as carbon dioxide and methane and nitrous oxide emissions, activity of N₂-fixing and denitrifying bacteria in soil. The high level of biological activity was determined in all tested plots except of several soil samples with reduced microbial activity due to heavy metals pollutions.

УДК 631.4

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ АДАПТИРОВАННОГО ПОЧВЕННОГО МИКРОБНОГО КОМПЛЕКСА ДЛЯ БИОРЕМЕДИАЦИИ ПРИ ЗАГРЯЗНЕНИИ ПОЧВ ПОЛИЦИКЛИЧЕСКИМИ АРОМАТИЧЕСКИМИ УГЛЕВОДОРОДАМИ¹

С.А. Марченко, А.Н. Якушев, Р.В. Боровик, П.А. Кожевин

(кафедра биологии почв факультета почвоведения МГУ; НИЦ ТБП, Московская область)

Введение

Полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) являются широко распространенными техногенными загрязнителями почвы [1, 26, 28] и представляют опасность для здоровья человека и окружающей среды как соединения с выраженными токсичными, мутагенными и канцерогенными эффектами. Интенсивное использование нефти, газа, каменного угля в последние десятилетия привело к загрязнению ПАУ значительных территорий. ПАУ оказывают негативное влияние

на биогеоценозы, одним из компонентов которых является почва. При этом нарушаются ее биосферные функции, экологическое состояние, резко снижается плодородие и качество возделываемой продукции [17, 20].

В настоящее время для очистки почв от загрязнения различными углеводородами наряду с механическими, физико-химическими методами используется биоремедиация как биологический метод, связанный с использованием микроорга-

¹ Работа выполнена при финансовой помощи РФФИ (проект 06-04-48165, 04-04-4836).

низмов. Биологические методы экономичны и удовлетворяют современным жестким требованиям экологической безопасности [13–15, 19, 21, 27]. В природных условиях скорость процесса деструкции ксенобиотиков естественной микрофлорой почвы обычно мала. Интенсификация биологического разрушения ПАУ в окружающей среде может быть достигнута путем интродукции популяций специализированных микроорганизмов-деструкторов (биоаугментация), использования растений (фиторемедиация), применения микробных и растительно-микробных ассоциаций [12, 16, 18, 22–25].

Вероятным путем оптимизации микробиологических параметров загрязненной ксенобиотиками почвы для ускорения процессов самоочищения от загрязнения поллютантами могла бы стать интродукция сложных естественных микробных комплексов, извлеченных без подрашивания из загрязненных почв, осадков сточных вод и иных местообитаний. При достаточном уровне внесения такие объекты должны выживать в загрязненной природной среде не хуже штаммовых популяций традиционных микроорганизмов-деструкторов. Исходя из допущений, включающих гипотезы геометрического захвата ниш, аддитивности механизмов сборки микробного сообщества загрязненной почвы и полифункциональности интродуцируемого сообщества микроорганизмов, можно ожидать интенсификации самоочищающей способности почвы от загрязнения токсичными органическими веществами. Это позволяет в полной мере использовать природный экологический потенциал – микробное биоразнообразие [4–7].

Известно, что естественный бактериальный комплекс (БК), выделенный из плодородной почвы с помощью ультразвуковой обработки и центрифугирования без подрашивания на питательных средах, эффективно применялся в качестве микробного удобрения [8]. Показано также, что аналогичный способ извлечения микроорганизмов из почвы, загрязненной синтетическими моющими средствами, позволяет получить комплексный биопрепарат для ускорения очистки почв от данного загрязнения [3]. Однако вопрос о влиянии интродукции адаптированного к ПАУ природного БК на скорость процессов самоочищения почвы от загрязнения ПАУ еще не решен.

Цель наших исследований – изучение принципиальной возможности использования адаптированного БК для биоремедиации почв, загрязненных ПАУ.

Объекты и методы исследований

В опытах использовались воздушно-сухие образцы пахотных горизонтов дерново-подзолистой почвы (Московская обл.) и чернозема обыкновенного (Белгородская обл.). Работы проводили в условиях почвенных микрокосмов. Загрязнение почвы ПАУ моделировали однократным внесением каменноугольной смолы (креозота), полученной из коксующихся углей Донецкого угольного бассейна. Водную эмульсию каменноугольной смолы получили при ее обработке ультразвуком. Образцы почв увлажнялись и инкубировались при постоянной оптимальной влажности ($-0,005$ МПа) и температуре 28°C .

Таблица 1

Время полураспада ПАУ в ходе биоремедиации дерново-подзолистой почвы (T_{50} , сутки) гомологичным адаптированным БК

Вещество и показатели полураспада	Число бензольных колец	Варианты опыта		Отношение $T_{50, почва}/T_{50, почва+БК}$
		почва + БК	почва без БК	
Нафталин	2	23	58	2,5
Аценафтилен	3	24	67	2,8
Аценафтен	3	14	61	4,4
Флюорен	3	28	34	1,2
Антрацен	3	29	73	2,5
Фенантрен	3	29	39	1,3
Флуорантен	4	32	63	2,0
Пирен	4	28	60	2,1
Бензоантрацен	4	26	79	3,0
Хризен	4	305	615	2,0
Бензо[b]флуорантен + Бензо[k]флуорантен	5	42	154	3,7
Бензопирен	5	35	82	2,3
Инденопирен	6	39	72	1,8
Дибензантрацен	5	50	102	2,0
Бензонерилен	6	50	133	2,7
Сумма 16 ПАУ	–	29	57	2,0
Сумма канцерогенных ПАУ	–	47	137	2,9

Бактериальный комплекс (БК) извлекали из образцов дерново-подзолистой почвы без подрашивания на питательных средах на основе ультразвуковой обработки и центрифугирования. Загрязненный креозотом (750 мг/кг) и контрольный образцы почвы были увлажнены 1%-м раствором глюкозы для инициации сукцессии. Образцы почв инкубировались при постоянной влажности (-0,005 МПа) и температуре (+28°C) в течение месяца. Через месяц адаптированный к ПАУ и контрольный БК были извлечены из почвы. Для их выделения почвенные суспензии (1:5) обрабатывались ультразвуком (установка УЗДН-2 т, сила тока - 0,08 А, частота - 22 кГц, время - 30 с) с последующим центрифугированием (ОПН - 45000 об/мин, 1,5 мин). В качестве дополнительного контроля использовали также инактивированный БК, полученный после температурной обработки (100°C, 5 мин). Относительную эффективность инактивации клеток БК контролировали высевом на агаризованную питательную среду на основе гидролизата рыбной муки.

Основные эксперименты по изучению эффективности биоремедиации загрязненной почвы с помощью БК проводили в условиях почвенных микрокосмов. В пластмассовые стаканчики объемом 500 см³ помещали по 400 г почвы, просеянной через сито размером 2 мм. Загрязненная ПАУ почва была увлажнена водой и инкубировалась при заданных режимах температуры и влажности в течение 28 суток после интродукции БК.

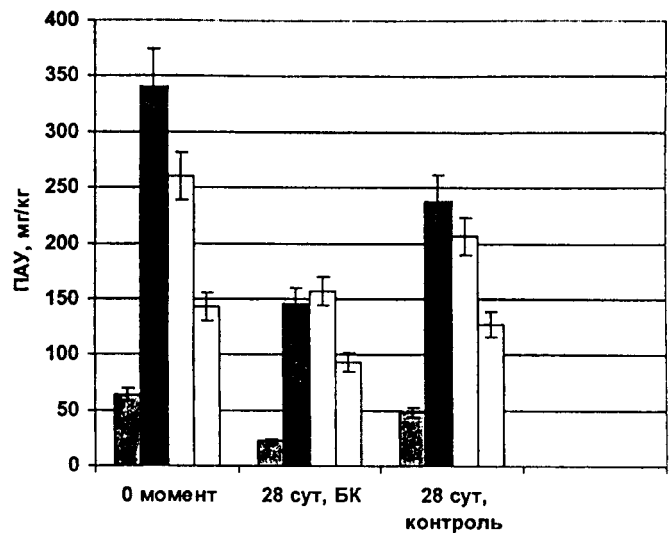


Рис 1. Концентрация ПАУ (мг/кг) с разным числом бензольных колец в вариантах опыта по биоремедиации дерново-подзолистой почвы гомологичным адаптированным БК (в каждом случае слева направо на диаграммах представлены ПАУ с 2, 3, 4 и 5, 6 бензольными кольцами соответственно)

Эффективность биоремедиации дерново-подзолистой почвы гомологичным микробным комплексом, выделенным из той же самой почвы, изучали при внесении адаптированного и неадаптированного бактериальных комплексов. Контролем служила загрязненная креозотом почва без интродукции микроорганизмов. Концентрация креозота в дерново-подзолистой почве в начале эксперимента составляла 807,6 мг/кг почвы. Уровень внесения БК

Таблица 2

Концентрация ПАУ в вариантах опыта по биоремедиации чернозема гетерологичным БК

Вещество и роказатели полураспада	Число бензольных колец	Концентрация ПАУ, мг/кг почвы			
		T ₀	T ₀ +28 суток		
		начало эксперимента	адаптированный БК	неадаптированный БК	инактивированный БК
Нафталин	2	54,7	36,4	38,2	35,0
Аценафтилен***	3	18,4	11,4	14,6	17,2
Аценафтен	3	29,5	21,1	24,7	27,1
Флюорен	3	26,7	15,4	22,3	23,9
Антрацен	3	15,2	9,2	11,8	13,7
Фенантрен	3	211,3	134,0	149,7	175,2
Флуорантен	4	116,7	76,5	91,8	98,9
Пирен	4	104,5	75,2	81,4	81,2
Бензоантрацен	4	14,0	10,2	11,5	12,6
Хризен	4	32,0	28,0	29,0	31,0
Бензо[b]флуорантен + Бензо[k]флуорантен	5	43,0	31,0	38,9	41,4
Бензопирен	5	12,0	9,4	9,8	11,0
Инденопирен	6	7,0	6,0	5,9	6,7
Дибензантрацен	5	6,0	5,4	5,6	5,7
Бензоперилен	6	68,1	57,0	64,0	65,4
Сумма 16 ПАУ	-	759,1	526,2	599,2	646,0
Сумма канцерогенных ПАУ	-	114,0	90,0	100,7	108,4

Примечание. В таблице представлены средние данные четырех измерений.

в загрязненную ПАУ дерново-подзолистую почву $2,0 \times 10^7$ бактериальных клеток/г.

Сравнительное изучение эффективности биоремедиации загрязненного креозотом (759 мг/кг) чернозема обыкновенного (Белгородская обл.) проводили при интродукции гетерологичным БК (выделен из почвы другого типа), включая варианты с адаптированным, неадаптированным и инактивированным препаратом. Во всех случаях уровень внесения составлял примерно $2,2 \times 10^7$ клеток/г почвы.

Численность бактерий в вариантах опыта в процессе биоремедиации определяли с помощью люминесцентной микроскопии [4, 10]. Для функциональной характеристики почвенных образцов использовали метод МСТ [2]. Индекс активной биомассы определяли методом гидролиза диацетата флуоресцеина (ФДА) [6].

Для расчета периода полураспада ПАУ из чернозема и дерново-подзолистой почвы использовали модель кинетики первого порядка. Расчеты проводили с помощью статистической программы Statistica 6.0

Полициклические ароматические углеводороды экстрагировали из почвы метилхлоридом в аппаратах Сокслета, повторность четырехкратная. Газохроматографический анализ экстрактов почв метилхлоридом и индивидуальных стандартов ПАУ проводили на газовом хроматографе "Кристалл-5000" с пламенно-ионизационным детектором на капиллярной колонке фирмы "Supelco" (Capillary GC Column PTE-5(30 m*0,25 nm ID; 0,25 mkm film)). Количественные данные получали методом абсолютной градуировки детектора стандартными растворами ПАУ (EPA Polynuclear Aromatic Hydrocarbons Kit, Sigma-Aldrich).

Токсичность водных экстрактов почвы в ходе биоремедиации оценивали по подавлению уровня флуоресценции хлорофилла в экспериментах с клетками зеленых протококковых водорослей *Scenedesmus quadricauda*. Уровень флуоресценции хлорофилла измеряли с помощью прибора "Флюорат 02" [9].

Фитотоксичность загрязненных ПАУ почвенных образцов проводили в лабораторных условиях на

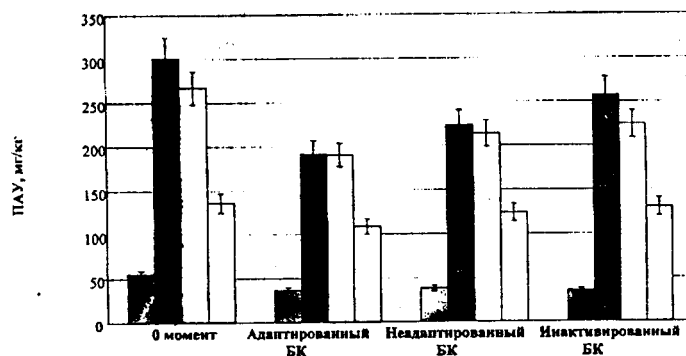


Рис. 2. Концентрация ПАУ (мг/кг) в вариантах опыта по биоремедиации чернозема препаратами гетерологичного БК (в каждом случае слева направо расположены ПАУ с 2, 3, 4 и 5, 6 бензольными кольцами соответственно)

проростках семян салата (*Lactuca sativa*). Образцы почвы массой 50 г помещали в чашки Коха, сверху накрывали двумя слоями фильтровальной бумаги и смачивали отстоянной водопроводной водой до 80% от полной влагоемкости. На поверхность фильтровальной бумаги раскладывали по 50 семян салата. Измерение морфометрических показателей (длины и массы) проростков проводили через 5 суток. Токсичными считали почвенные образцы, вызывающие снижение всхожести семян или угнетение роста проростков и корней не менее чем на 30% по сравнению с контролем [11].

Для статистической обработки результатов использовались программы Excel и Statistica 6.0.

Обсуждение результатов

Результаты исследований показали, что интродукция естественных почвенных микробных сообществ в загрязненную креозотом почву способствует активизации процессов ее самоочищения от ПАУ. Так, в дерново-подзолистой почве с внесением гомологичного адаптированного БК через 28 суток после интродукции содержание 16 приоритетных ПАУ уменьшилось на 48,3%, тогда как в контрольном варианте – на 23,4%. При этом во всех исследованных вариантах опыта содержание ПАУ с 2–4 бензольными кольцами уменьшилась в большей степени, чем с 5–6 (рис. 1).

Таблица 3

Время полураспада ПАУ (T_{50} , сутки) в ходе биоремедиации чернозема гетерологичным БК

Группы ПАУ и их показатели	Варианты опыта, T_{50}		Относительная эффективность
	почва + адаптированный БК	почва без БК	
2-кольцевые	23	58	2,5
3-кольцевые	26	43	1,7
4-кольцевые	33	66	2,0
5 и 6-кольцевые	82	130	3,1
Сумма 16 ПАУ	29	57	2,0
Сумма канцерогенных ПАУ	47	137	2,9

В дерново-подзолистой почве период полураспада суммарного количества ПАУ в варианте с внесением БК в 2,0 раза меньше такового в варианте без адаптированного БК, а для канцерогенных ПАУ скорость очистки еще выше: период полу-

Таблица 4

Ингибирование уровня флуоресценции хлорофилла зеленых протококковых водорослей *Scenedesmus quadricauda* водными экстрактами загрязненных ПАУ образцов дерново-подзолистой почвы при биоремедиации гомологичным БК

Вариант опыта	Ингибирование тест-параметра от контрольного, %
Чистая почва	3,6 ± 1,1
Почва + ПАУ, 0 сут	86,7 ± 8,6
Почва + ПАУ, 28 сут	52,3 ± 5,3
Почва + ПАУ + БК _{адапт.} 28 сут	19,7 ± 6,2

Примечание. Доверительный вариант рассчитан с вероятностью 95%.

распада в варианте с БК сокращается в 2,9 раза (табл. 1).

В черноземе на 28-е сутки эксперимента содержание ПАУ в варианте опыта с внесением гетерологичного адаптированного БК уменьшилось на 31%, а в варианте с внесением инактивированного препарата – на 15%. Несмотря на то что БК был выделен из дерново-подзолистой почвы, он оказался эффективным и при внесении в почву другого типа. Применение неадаптированного БК также способствовало снижению концентрации ПАУ в черноземе, но в меньшей степени по сравнению с адаптированным БК. В черноземе, как и в дерново-подзолистой почве, быстрее снижалась концентрация низкомолекулярных ПАУ с 2–3 бензольными кольцами по сравнению с высокомолекулярными, содержащими 5–6 бензольных колец (рис. 2; табл. 2, 3). Отмеченная закономер-

Таблица 5

Ингибирование уровня флуоресценции хлорофилла зеленых протококковых водорослей *Scenedesmus quadricauda* водными экстрактами загрязненных ПАУ образцов черноземной почвы при биоремедиации гетерологичным БК

Вариант опыта	Ингибирование тест-параметра от контрольного, %
Чистая почва	3,2 ± 0,9
Почва + ПАУ, 0 сут	84,3 ± 9,1
Почва + ПАУ, 28 сут	58,8 ± 6,3
Почва + ПАУ + БК _{адапт.} 28 сут	8,3 ± 4,2
Почва + ПАУ + БК _{неадапт.} 28 сут	19,0 ± 3,7
Почва + ПАУ + БК _{инакт.} 28 сут	53,0 ± 7,7

Примечание. Доверительный вариант рассчитан с вероятностью 95%.

Таблица 6

Фитотоксичность загрязненных ПАУ образцов дерново-подзолистой почвы при биоремедиации гомологичным БК на проростках салата

Вариант опыта	Средняя длина проростков, мм
Чистая почва	54,0 ± 4,0
Почва + ПАУ, 0 сут	17,8 ± 3,9
Почва + ПАУ, 28 сут	33,6 ± 3,1
Почва + ПАУ + БК _{адапт.} 28 сут	45,9 ± 4,3

Примечание. Доверительный вариант рассчитан с вероятностью 95%.

ность наблюдалась при интродукции в чернозем всех трех испытанных типов БК: адаптированного, неадаптированного и инактивированного. Минимальная активность процессов самоочищения характерна для варианта с инактивированным БК, что, по всей видимости, связано с пониженным уровнем жизнеспособной биомассы.

Анализ динамики индекса гидролиза диацетата флуоресцеина в черноземе показал, что “активная” биомасса в вариантах с адаптированным и неадаптированным БК примерно на порядок превышает таковую в варианте с инактивированным БК, причем максимальные значения регистрируются в случае с адаптированным БК. Наиболее четко отмеченная закономерность проявляется в течение первой недели после интродукции, а затем различия сглаживаются в результате существенного снижения индекса гидролиза в вариантах с адаптированным и неадаптированным БК.

Минимальные и относительно стабильные значения общей численности бактерий (не более $1,2 \times 10^9$ клеток/г почвы) в ходе всего опыта характерны для варианта с инактивированным БК. Максимальная численность бактерий ($2,4 \times 10^9$ клеток/г почвы) зарегистрирована в варианте с интродукцией адаптированного БК, а вариант с неадаптированным БК занимает на этом фоне

Таблица 7

Фитотоксичность загрязненных ПАУ образцов черноземной почвы при биоремедиации гетерологичным БК на проростках салата

Вариант опыта	Средняя длина проростков, мм
Чистая почва	64,0 ± 4,6
Почва + ПАУ, 0 сут	29,7 ± 3,6
Почва + ПАУ, 28 сут	35,6 ± 3,1
Почва + ПАУ + БК _{адапт.} 28 сут	55,6 ± 4,0
Почва + ПАУ + БК _{неадапт.} 28 сут	44,4 ± 3,5
Почва + ПАУ + БК _{инакт.} 28 сут	37,8 ± 3,1

Примечание. Доверительный вариант рассчитан с вероятностью 95%.

промежуточное положение. Полученные результаты показывают, что интродуцированные в чернозем инородные БК из дерново-подзолистой почвы заняли определенное место в структуре природного микробного сообщества, что отражается также и на функциональных характеристиках микробных сообществ по данным мультисубстратного тестирования. Детальный функциональный анализ заслуживает отдельного рассмотрения. В данном случае отметим лишь, что для подтверждения предположения о выживании и активности БК достаточен дискриминантный анализ данных о потреблении микробными сообществами лактозы, глицерина, маннозы и твина.

Таким образом, адаптированный к ПАУ БК из дерново-подзолистой почвы после интродукции (на уровне $2,0 \times 10^7$ кл/г) в чернозем и дерново-подзолистую почву в условиях "свежего" загрязнения существенно модифицирует структурно-функциональные характеристики естественного микробного сообщества, включая показатели общей численности бактерий, "активной" биомассы и функциональные характеристики мультисубстратного тестирования. Интродукция адаптированного БК в условиях модельного эксперимента достоверно активизирует процесс самоочищения от ПАУ в черноземе и дерново-подзолистой почве. Период полураспада для общего содержания 16 приоритетных ПАУ в этом случае сокращается примерно в 2,6 (от 135 до 50 суток) и в 2 (от 57 до 29 суток) раза для чернозема и дерново-подзолистой почвы соответственно. Полученные результаты указывают на эффективность интродукции специ-

фических природных микробных комплексов с возможностью реализации их функционального потенциала в почвах других типов, что представляет интерес при биоремедиации ПАУ.

Для оценки эффективности методов очистки почв от загрязнения ПАУ наряду с данными химических анализов используют результаты биотестирования. Определение токсичности водных экстрактов образцов загрязненных ПАУ почв показало, что снижение концентрации ПАУ в ходе биоремедиации с помощью адаптированного БК сопровождалось уменьшением токсичности водорастворимой (биодоступной) компоненты загрязняющих веществ в почве (табл. 4, 5).

В вариантах с адаптированным БК наблюдалось значительное снижение токсичности водного экстракта почв. Так, показатель ингибирования флуоресценции хлорофилла водорослей после биоремедиации дерново-подзолистой почвы гомологичным БК и чернозема гетерологичным БК снизился на 69 и 50,3% соответственно. Аналогичные тенденции выявлены в тестах по фитотоксичности на проростках салата (табл. 6, 7).

Таким образом, интродукция адаптированного БК в загрязненную ПАУ почву активизирует деградацию ПАУ, снижает токсичность водных экстрактов и фитотоксичность почв.

В ходе проведенных исследований показана принципиальная возможность использования адаптированного БК, выделенного из природного местообитания без подрашивания на питательных средах, в качестве биопрепарата для целенаправленной биоремедиации при загрязнении ПАУ.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Геннадиев А.Н., Пиковский Ю.М., Флоровская В.Н., Алексеева Т.А.* и др. Геохимия полициклических ароматических углеводородов в горных породах и почвах. М., 1996.
2. *Горленко М.В., Кожевин П.А.* Мультисубстратное тестирование природных микробных сообществ. М., 2005.
3. *Градова Н.Б., Кожевин П.А., Рабинович Н.Л., Корчмару С.С., Ульянов Д.И.* Биотехнологические способы очистки почв, загрязненных синтетическими моющими средствами // Биотехнология. 1996. № 11.
4. *Кожевин П.А.* Микробные популяции в природе. М., 1989.
5. *Кожевин П.А.* Динамика микробных популяций в почве // Вестн. Моск. ун-та. 1992. Сер. 17. Почвовед. № 2.
6. *Кожевин П.А.* Популяционная экология почвенных микроорганизмов: Автореф. канд. дис. М., 2000.
7. *Кожевин П.А.* Экология почвенных микроорганизмов // Экология микроорганизмов. М., 2004.
8. *Кожевин П.А., Корчмару С.С.* На пути к теории применения микробных удобрений // Вестн. Моск. ун-та. 1995. Сер. 17. Почвовед. № 2.
9. Методика определения токсичности вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по изменению уровня флуоресценции хлорофилла и численности клеток водорослей. Федеральный реестр (ФР) Ф.Р.1.39.2001.-00284. М., 2001.
10. Методы почвенной микробиологии и биохимии. М., 1991.
11. *Фомин Г.С., Фомин А.Г.* Почва. Контроль качества и экологической безопасности по международным стандартам. М., 2001.
12. *Bardi L., Mattei A., Steffan S., Marzona M.* Hydrocarbon degradation by a soil microbial population with b-cyclodextrin as surfactant to enhance bioavailability // Enzyme and Microbial Technology. 2000. Vol. 27, N 3.
13. *Binet J.C., Portal J. M., Leyval C.* Fate of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the rhizosphere and mycorrhizosphere of ryegrass // Plant and Soil. 2000. Vol. 227. N 1.
14. Biological degradation and bioremediation of toxic chemicals. Dioscorides Press, 1994, Portland, Oregon.
15. Bonten LTC. Improving bioremediation of PAH contaminated soil by thermal pretreatment. Thesis Wageningen University. The Netherlands.
16. *Bouchez M., Blanchet D., Bardin V., Haeseler F., J. Paul.* Efficiency of defined strains and of soil consortia in the bio-

degradation of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) mixtures // Biodegradation. 1999. Vol. 10. N 2.

17. *Kipoulou A.M., Manoli E., Samara C.* Bioconcentration of polycyclic aromatic hydrocarbons in vegetables in an industrial area // Environ. Pollut. 1999. Vol. 106.

18. *Liste H.-H., Alexander M.* Accumulation of phenanthrene and pyrene in rhizosphere soil // Chemosphere. 2000. Vol. 40.

19. *Luthy R.G.* Sequestration of hydrophobic organic contaminants with geosorbents // Environ. Sc. Technol. 1999. Vol. 31. N 11.

20. *Maliszewska-Kordybach B.* Polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in Poland: preliminary proposals for criteria to evaluate the level of soil contamination // Appl. Geochem. 1996. N 11.

21. *Martens D.A., Frankenberger W.T.* Enhanced degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil treated with the advanced oxidative process – Fenton's reagent // J. Soil Contam. 1999. N 4.

22. *Philips T.M., Liu D., Seech A.G., Lee Hung and Trevors J.T.* Bioremediation in field box plots of a soil contaminated with wood – preservatives: a comparison of treatment conditions using toxicity testing as a monitoring technique // Water, Air, and Soil Pollution. 2000. Vol. 3.

23. *Schwab A., Banks M.K.* Biologically mediated dissipation of polyaromatic hydrocarbons in the root zone // Bioremediation through rhizosphere technology. T.A. Anderson, J.R. Coats / Eds. American Chemical Society. 1994.

24. *Siciliano S.D., Germida J.J.* Enhanced phytoremediation of chlorobenzene in rhizosphere soil // Soil Biol. Biochem. 1999. Vol. 31.

25. *Siciliano S.D., Germida J.J., Banks K., Greer C.W.* Changes in microbial community composition and function during a polyaromatic hydrocarbon phytoremediation field trial // Appl. Environ. Microbiol. 2003. Vol. 69. N 1.

26. *Smith K., Thomas G.O., Jones K.C.* Seasonal and species differences in the air-pasture transfer of PAHs // Environ. Sci. Technol. 2001. N 35.

27. *Taylor T.R., Jackson K.J., Duba A.G., Chen C.I.* In situ thermally enhanced biodegradation of petroleum fuel hydrocarbons and halogenated organic solvents. Patent US5753122. 1998, May 19.

28. *Wilcke W.* Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in soil – a review // J. Plant Nutr. Soil Sci. 2000.

Поступила в редакцию
16.06.06

USE OF AN INDIGENOUS MICROBIAL CONSORTIUM FROM HYDROCARBON-CONTAMINATED SOIL FOR BIOREMEDIATION OF SOILS CONTAMINATED WITH POLYCYCLIC AROMATIC HYDROCARBONS

S.A. Marchenko, A.N. Yakushev, R.V. Borovik, P.A. Kozhevnik

The investigation has been carried out to study the possibilities of the use biotechnological preparations for enhancing the rate of the soil purification from polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Natural microbial consortium which rapidly mineralized the environmentally persistent PAHs was recovered from PAH-contaminated soil. The efficiency of the use of the microbial preparation was demonstrated in the laboratory conditions.

УДК 631.4

О ЗАДАЧАХ ПОЧВЕННОЙ БИОТЕХНОЛОГИИ¹

П.А. Кожевник

(кафедра биологии почвы)

Статья содержит материалы доклада, сделанного на III съезде Общества биотехнологов России (Москва, ноябрь 2005 г.)

Интерес к почвенной биотехнологии на данном этапе в значительной степени связан с критическим анализом некоторых мифов, включая рецепты борьбы с голодом и бедностью посредством интенсификации земледелия. Согласно прежней парадигме, основная проблема – недостаток продо-

вольствия в результате неэффективного сельскохозяйственного производства, которое для увеличения объема продукции расширяет площадь используемых земель с зачисткой природной среды и уничтожением биоразнообразия. Логика соответствующих рекомендаций построена по принципу

¹ Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (проекты 06-04-481165, 04-04-48346).