

## Оценка эффективности способов биоремедиации отхода нефтедобывающего комплекса

С. Ю. СЕЛИВАНОВСКАЯ, Р. Х. ГУМЕРОВА, П. Ю. ГАЛИЦКАЯ

*Казанский федеральный университет  
420008, Республика Татарстан, Казань, ул. Кремлевская, 18  
E-mail: Svetlana.Selivanovskaya@kpfu.ru*

### АННОТАЦИЯ

Представлены результаты лабораторного моделирования ремедиации отхода, содержащего нефтепродукты (652 г/кг) и природные радионуклиды ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$ ), методами ландфарминга, биостимуляции и биоаугментации. Установлено, что ландфарминг и биостимуляция обеспечивают снижение содержания нефтепродуктов и фитотоксичности отхода, причем ландфарминг является более быстрым процессом.

**Ключевые слова:** отходы нефтедобывающего комплекса, биоремедиация, биоаугментация, ландфарминг, фитотоксичность.

Глобальной мировой проблемой является загрязнение окружающей среды нефтью и нефтепродуктами. Помимо разливов сырой нефти вклад в загрязнение вносят нефтяные компоненты отходов, которые образуются в большом количестве при добыче, переработке и транспортировке нефти [1–5]. По общим оценкам на каждые 500 т товарной нефти образуется до 1 т отходов [6]. Согласно данным литературы такие отходы содержат различное количество нефтяных компонентов (40–60 %), воды (30–90 %) и минеральных частиц (5–40 %) [1]. Нефтяные компоненты представлены смесью гидрофобных компонентов, многие из которых способны вызывать токсичные и мутагенные эффекты [5, 7–10]. Помимо нефтяных компонентов отходы зачастую содержат природные радионуклиды рядов урана, тория и калия, которые ко-осаждаются из водонефтяной эмульсии в виде баритов [11, 12].

Практика депонирования нефтесодержащих отходов в специальных накопителях или

размещение на почве до сих пор остается наиболее распространенной во многих странах. Физико-химические методы обработки нефтесодержащих отходов, такие как экстракция или вымывание растворителями, ультразвуковые методы и сжигание являются дорогостоящими, энергоемкими и сопряжены с образованием вторичных отходов, захоронение которых представляет дополнительную проблему [3, 5, 13, 14]. В связи с этим в технологии обезвреживания нефтесодержащих отходов активно развиваются направления, использующие биологические методы. Способность микроорганизмов разлагать углеводороды широко известна [8, 13, 15, 16].

При определении эффективности биоремедиации традиционно оценивается содержание углеводородов. В то же время не менее важным является и оценка токсичности отходов и их биологических характеристик. Это связано с тем, что многие соединения трансформируются в метаболиты, ток-

сичность и устойчивость которых не известна [9, 17, 18].

В литературе широко представлены данные о биоремедиации нефтезагрязненных почв [9, 19–22]. Однако данные о деструкции углеводородов в отходах немногочисленны, при этом в основном обсуждается возможность их деструкции в жидких средах [10, 14, 23]. Публикации, посвященные деструкции микроорганизмами нефтяных компонентов в отходах, содержащих природные радионуклиды, отсутствуют.

Цель настоящей работы – оценка эффективности различных способов ремедиации нефтяных отходов на основе оценки изменения содержания углеводородов, радиоактивных элементов, уровня микробной биомассы, фитотоксичности и численности микроорганизмов.

#### МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

В работе использовали отход, образующийся при очистке нефтепромыслового оборудования на территории Тихоновского товарного парка (Республика Татарстан). Для моделирования процесса ландфарминга использовали почву со следующими характеристиками:  $C_{\text{орг}}$  – 6,6 %,  $N_{\text{общ}}$  – 2860 мг/кг, механический состав: глина – 17 %, песок – 29 %, прочие – 54 %, содержание нефтепродуктов – 362 мг/кг, содержание  $^{226}\text{Ra}$  –  $14,4 \pm 3$  Бк/кг,  $^{232}\text{Th}$  –  $21,9 \pm 4$  Бк/кг и  $^{40}\text{K}$  –  $328,7 \pm 32$  Бк/кг. Для моделирования процесса биостимуляции использовали компост, полученный из органической фракции твердых бытовых отходов, осадка сточных вод и опилок в лабораторных условиях. Содержание нефтепродуктов в компосте составило 655 мг/кг.

Моделирование процесса ремедиации отхода осуществляли в инкубационных сосудах при температуре +22 °С и влажности 60 % от общей влагоемкости в течение 123 сут. В сосуды помещали по 3 кг смесей следующего состава: отход и почва в соотношении 1 : 4 (образец ОП); отход и почва в соотношении 1 : 4 и компост в количестве 5 % по массе (образец ОПК); отход и почва в соотношении 1 : 4, компост в количестве 5 % и смесь двух штаммов микроорганизмов-де-

структоров (образец ОПКМ); отход с компостом в количестве 5 % по массе (образец ОК); отход с компостом в количестве 5 % и смесь двух штаммов микроорганизмов-деструкторов (образец ОКМ). Контролем служили отход без обработки (образец О) и исходная почва (образец П). В каждой из смесей довели соотношение С/Н мочевиной до 10 : 1. В работе использовали два ранее выделенных штамма бактерий: GR-1 и GR-2. Для инокуляции смесей индивидуальные штаммы выращивали на солевой среде (г/л:  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  – 3,0;  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  – 0,2;  $\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$  – 4,5;  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  – 1,0) с нефтью (5 %), отделяли центрифугированием и ресуспендировали до конечной концентрации  $10^7$  КОЕ/мл.

На 0, 7, 14, 21, 35, 49, 80 и 123 сутки инкубирования отбирали пробы в трехкратной повторности и определяли анализируемые параметры.

Массовую долю нефтепродуктов в исследуемых образцах измеряли методом ИК-спектроскопии [24], активность радиоактивных элементов – методом гамма-спектроскопии согласно [25], фракционный состав нефти определяли гравиметрическим методом после экстракции нефтяных компонентов из проб малополярными растворителями в аппарате Сокслета и последующем разделении фракций методом колоночной хроматографии согласно [26].

Суммарную микробную биомассу ( $C_{\text{мик}}$ ) определяли на основе субстрат-индуцированной респираторной активности [27], численность гетеротрофных микроорганизмов – высевом на плотную питательную среду (мясо-пептонный агар), численность углеводородокисляющих микроорганизмов (УОМ) – методом предельных разведений на жидкой питательной среде с нефтью в качестве единственного источника углерода [28]. Определение фитотоксичности проб осуществляли контактным методом согласно ISO 11269-2 [29]. В качестве тест-объектов использовали семена подсолнечника (*Helianthus annuus*).

Идентификацию ранее выделенных бактерий осуществляли на основе анализа нуклеотидной последовательности 16S рРНК. ПЦР проводили непосредственно из колоний в амплификаторе MyCycler (Bio-Rad, Гер-

мания) с использованием реактивов и Taq-ДНК-полимеразы Fermentas (Германия). Секвенирование осуществляли на автоматическом секвенаторе в LGC Genomics GmbH (Германия). Идентификацию проводили в программе Mega 5.0 [30] с использованием базы данных NCBI ([www.ncbi.nlm.nih.gov](http://www.ncbi.nlm.nih.gov)).

Измерение всех параметров проводили не менее чем в трех повторностях. На рисунках представлены средние значения и стандартное отклонение. Достоверность различий оценивали на основе *t*-критерия.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

На первом этапе был охарактеризован анализируемый отход. Его влажность составила 12 %, рН – 7,24. В нем присутствовали нефтяные компоненты в количестве  $652 \pm 94$  г/кг, что соизмеримо со значениями, представленными в литературе [3, 4, 10, 14, 23]. Анализ природных радиоактивных элементов выявил, что доминирующим элементом является  $^{226}\text{Ra}$ , активная концентрация которого составляла в отходе  $859 \pm 110$  Бк/кг. В меньших количествах присутствовали  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$  –  $385 \pm 64$  и  $272 \pm 44$  Бк/кг соответственно. Такое содержание радионуклидов согласуется с данными литературы. Так, их содержание в нефтесодержащих отходах варьируется в диапазонах:  $^{226}\text{Ra}$  – 0,3–434 000 Бк/кг,  $^{232}\text{Th}$  – 0,14–54 080 Бк/кг,  $^{40}\text{K}$  – 4,3–1261 Бк/кг [31, 32].

Согласно данным литературы, для рекультивации нефтезагрязненных почв рекомендуется метод биоаугментации [4, 20, 33]. Поэтому ранее мы выделили штаммы микроорганизмов (GR1 и GR2), способные к деградации нефти. Для данного исследования определили видовую принадлежность штаммов на основе анализа нуклеотидной последовательности 16S рДНК. Установлено, что штамм GR1 является наиболее родственным с *Bacillus thuringiensis* (96 %), штамм GR2 – с *Bacillus pumilus* (93 %). Бактерии рода *Bacillus*, такие как *B. circulans*, *B. cereus*, *B. pumilus*, *B. fusiformis*, *B. sphaericus*, выделяют из нефтезагрязненных почв и активно применяют для ремедиации почвы или для обработки отходов в основном в жидких средах [2, 10, 13, 14, 20, 34, 35]. Смесь этих двух

выделенных штаммов в дальнейшем использовались для биодegradации углеводов отхода.

Для анализа биодegradации нефтяных компонентов отхода были смоделированы условия ландфарминга (вариант ОП), биостимуляции (вариант ОК) и сочетания этих приемов с биоаугментацией (варианты ОПК, ОПКМ и ОКМ). Данные об изменении содержания нефтепродуктов представлены на рис. 1, а. Смешивание отхода с почвой в соотношении 1 : 4 (варианты ОП, ОПК, ОПКМ) приводит к достоверному (в 5,3–6,3 раза) снижению содержания нефтепродуктов. В процессе культивирования наблюдали снижение содержания нефтепродуктов: максимальное снижение через четыре месяца выявлено в вариантах ОПК, ОПКМ и ОП – 79, 79 и 72 % соответственно. Меньшее снижение наблюдали в вариантах ОК и ОКМ, составившее 53 и 65 % соответственно. Однако необходимо отметить, что в абсолютных значениях количество нефтепродуктов, подвергшихся трансформации, оказалось выше в двух последних вариантах. В варианте О снижение содержания нефтепродуктов составило 12 %. Полученные результаты согласуются с данными, представленными в литературе. Так, при смешивании отходов с почвой, навозом, опилками, стружкой, а также при использовании приемов биоаугментации снижение углеводов составило: 50–70 % за 200 суток при начальном содержании 17,9 г/кг [4]; 16–31 % за 120 суток при начальном содержании 44–11 г/кг [36]; 31–46 % за 50 суток при начальной концентрации 101–240 г/кг [3]. Внесение микроорганизмов оказывает стимулирующее действие при ремедиации образцов с начальным содержанием нефтепродуктов 461–481 г/кг (варианты ОК и ОКМ), тогда как при более низком содержании нефтепродуктов (103–121 мг/кг) такой эффект не был обнаружен. Возможно, это связано с тем, что разбавление почвой отхода приводит к активизации аборигенной микрофлоры, на фоне которой активность интродуцированных микроорганизмов не вносит существенного вклада в деградацию углеводов. В литературе представлены данные как об увеличении эффективности биодegradации углеводов интродуцированными микро-

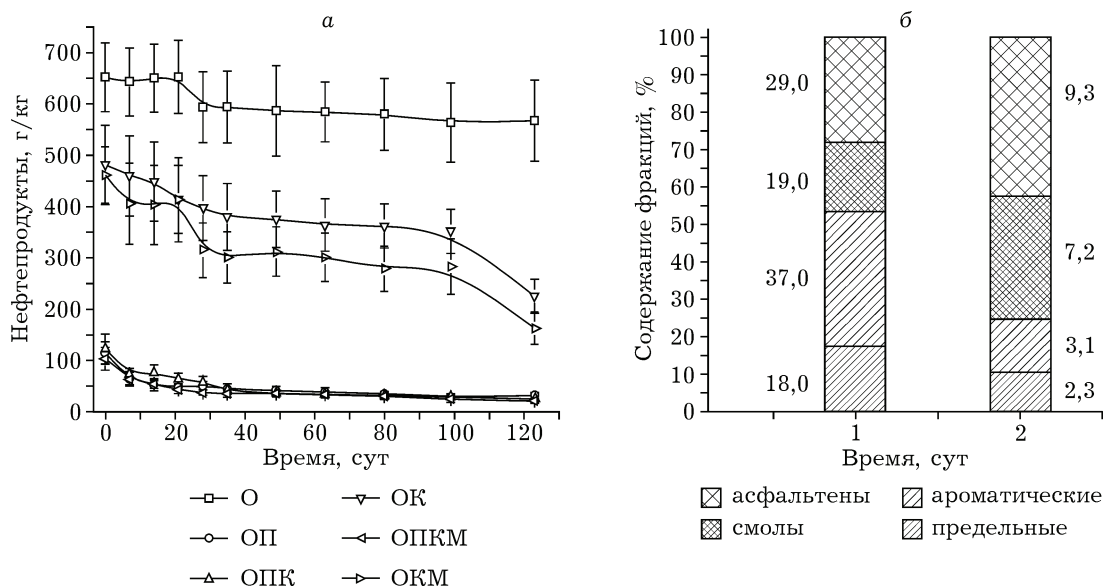


Рис. 1. Изменение содержания нефтепродуктов в процессе ремедиации отхода с использованием различных методов (а) и изменение фракционного состава нефтяных компонентов в варианте ОПКМ (б). Цифры на рисунке – содержание фракции в г/кг смеси

организмами, так и об отсутствии такого эффекта [3, 4, 20, 37].

Для варианта, продемонстрировавшего наибольшую скорость снижения содержания нефтепродуктов (ОПКМ), был определен фракционный состав в начале и конце инкубирования (рис. 1, б). Как видно из полученных результатов, наиболее быстро деструкции подвергались предельные и ароматические углеводороды, что согласуется с данными литературы [4, 14, 15]. Различные скорости биодегградации компонентов анализируемых фракций привели к изменению в их соотношении. Так, в исходных смесях доминировала фракция ароматических углеводородов (36 %). В образцах, отобранных по окончании инкубирования, доминирующей оказалась фракция асфальтенов (41 %), затем следовала фракция смол (32 %). Фракция ароматических углеводородов, доминировавшая в исходных смесях, составила всего 14 %. По мнению R. A. Tahhan и R. Y. Abu-ateih [36], увеличение во время ремедиации фракций смол и асфальтенов явилось результатом образования полярных метаболитов, которые продуцируются как промежуточные компоненты при деградации алканов и ароматических соединений в процессах окисгенирования.

При анализе содержания радиоактивных элементов ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$ ) в пробах исходных смесей и пробах, отобранных в конце инкубирования, установлено увеличение их содержания в среднем в 1,2 раза по сравнению с исходным содержанием, что связано с их концентрированием за счет минерализации органического вещества. Однако это увеличение не было достоверным. Аналогичное явление было установлено для металлов, концентрация которых увеличивается в компостных кучах при минерализации органического вещества [38]. В литературе представлены данные о том, что доза от 40 Гр [39] до 50 кГр [40], рассчитанная по концентрации  $^{226}\text{Ra}$ , оказывает негативный эффект на микроорганизмы. В нашем исследовании такая доза, определенная с использованием модели R&D128 (Terrestrial model) [41] составляет 0,5 Гр, что существенно ниже значения, вызывающего негативный эффект. Это позволяет считать, что основным фактором, определяющим эффекты отхода на микробные сообщества, является содержание нефтепродуктов.

Поскольку деградация нефтяных компонентов обусловлена функционированием микроорганизмов, в процессе инкубирования были определены изменения уровня  $S_{\text{мик}}$  и

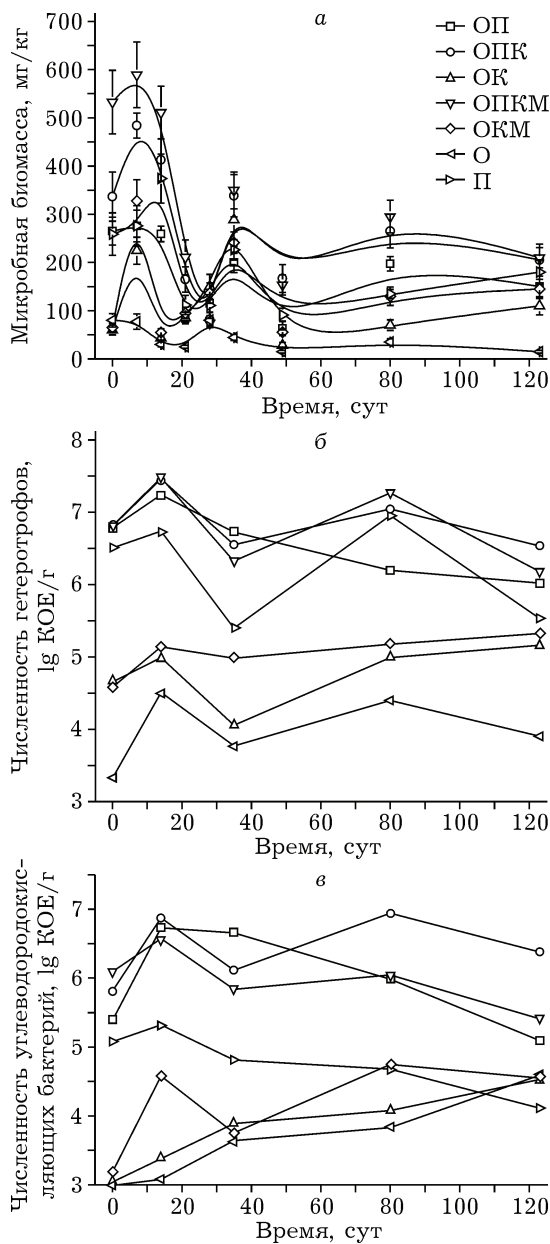


Рис. 2. Изменение микробной биомассы ( $S_{\text{мик}}$ ) (а), численности гетеротрофных (б) и углеводородокисляющих микроорганизмов (в) в процессе ремедиации отхода с использованием различных методов

численности гетеротрофов и УОМ. Как видно из данных, представленных на рис. 2, а, отход характеризовался низкой  $S_{\text{мик}}$ , уровень которой в течение эксперимента составлял 16–80 мг/кг. В почве  $S_{\text{мик}}$  варьировалась на уровне 91–374 мг/кг. В варианте ОП уровень микробной биомассы существенно не отличался от такового в варианте П. В то же время внесение в смесь компоста и инокуляция смеси микроорганизмами (варианты ОПК и

ОПКМ) привели к увеличению микробной биомассы в 1,3 и 2 раза соответственно по сравнению с почвой. В процессе ремедиации как в почве, так и в смесях с отходом отмечены флуктуирующие изменения  $S_{\text{мик}}$ , причем к концу эксперимента различия между ними становятся менее существенными. Увеличение микробной биомассы при рекультивации почвы, загрязненной нефтью в дозах 5–10 %, было отмечено и другими авторами [42, 43]. Сравнение уровня  $S_{\text{мик}}$  в вариантах О и ОК и ОКМ показывает, что обработка отхода компостом и микроорганизмами приводит к увеличению  $S_{\text{мик}}$ . Скорее всего, это связано с тем, что компост оказывал структурирующее воздействие, обеспечивая благоприятные условия для развития аэробных микроорганизмов. В то же время, высокое начальное содержание нефтепродуктов в этих вариантах обусловило более низкий уровень  $S_{\text{мик}}$  по сравнению с остальными вариантами.

Численность микроорганизмов является индикатором их жизнеспособности и отражает биодеградационный потенциал загрязненной системы [6, 26]. Как видно из результатов, представленных на рис. 2, б, в, численность гетеротрофов и УОМ в почве составила  $3,2 \cdot 10^6$  и  $1,2 \cdot 10^5$  КОЕ/г соответственно. Численность гетеротрофных микроорганизмов увеличилась при смешивании почвы с отходом и в среднем была выше на протяжении эксперимента в 1,7, 3,2 и 3,2 раза для вариантов ОП, ОПК и ОПКМ соответственно. Более существенные различия выявлены при сравнении численности УОМ. Так, их численность в смесях, подвергаемых ремедиации, оказалась в среднем в 24, 45 и 15 раз выше для вариантов ОП, ОПК и ОПКМ соответственно по сравнению с их численностью в почве. Численность гетеротрофов и УОМ в исходном отходе составила  $0,2 \cdot 10^4$  и  $0,98 \cdot 10^3$  КОЕ/г. Ремедиация отхода с компостом, а также обработка смеси микроорганизмами-деструкторами приводит к увеличению численности гетеротрофов в среднем за эксперимент в 1,8 и 2,8 раза, УОМ – в 1,1 и 2,6 раз. Установленное явление вполне закономерно: во-первых, смешивание отхода с почвой или компостом приводит к увеличению пористости отхода и, как следствие, к лучшей аэрации, во-вторых, углеводороды нефти являются

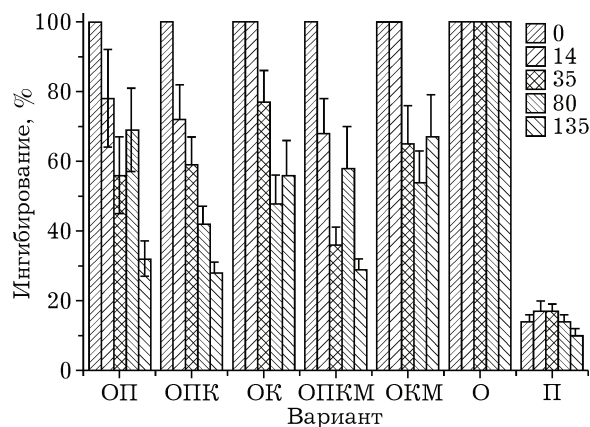


Рис. 3. Изменение фитотоксичности в процессе ремедиации отхода с использованием различных методов

субстратом для бактерий этой группы, и увеличение их численности отражает превращение углерода в новую клеточную массу. Необходимо отметить, что нами не обнаружено прямой корреляции между численностью гетеротрофов, УОМ и общей микробной биомассой. Скорее всего, это связано с тем, что при анализе микробной биомассы определяют и культивируемые и некультивируемые организмы, тогда как при определении численности используют метод посева, при котором учитываются только микроорганизмы, способные к росту на определенных средах.

На рис. 3 представлены результаты определения фитотоксичности смесей. В качестве тест-объекта использовали семена подсолнечника *Helianthus annuus*. Этот вид растений был выбран исходя из того, что он наиболее активно поглощает радиоактивные элементы [44]. Как видно из представленных данных, фитотоксичность почвы составила 10–17 %, т. е. почва не оказывала негативного эффекта. В то же время в варианте О обнаружен 100%-й ингибирующий эффект на протяжении всего эксперимента. В вариантах ОП, ОПК и ОПКМ фитотоксичность снижалась со 100 % в начале эксперимента до 32, 28 и 29 % соответственно к концу. В вариантах ОК и ОКМ, в течение первого месяца отсутствовала всхожесть семян, а к концу эксперимента фитотоксичность составила 67 и 54 %. Полученные результаты свидетельствуют о том, что за четыре месяца в вариантах ОК и ОКМ ремедиация не заверши-

лась. По уровню фитотоксичности, установленному к концу эксперимента, смеси могут быть расположены в следующий ряд  $O > ОК > > ОКМ > ОП > ОПКМ = ОПК$ . Во всех вариантах опыта обнаружено немонокотное снижение уровня фитотоксичности. Это может быть связано с образованием токсичных интермедиатов, формирующихся в процессе биодegradации углеводов. Такая возможность обсуждается в литературе [2, 17].

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, установлена возможность биоремедиации отходов нефтедобывающего комплекса с использованием таких приемов, как лэндфарминг, биостимуляция и сочетания этих приемов с биоаугментацией. Инокуляция смесей выделенными микроорганизмами-деструкторами нефти (*B. thuringiensis* и *B. pumilus*) эффективна при высоком содержании нефтепродуктов (461, 481 г/кг). Различная скорость биодegradации предельных, ароматических углеводов, асфальтенов и смол приводит к изменению фракционного состава отхода к концу процесса ремедиации в сторону увеличения содержания двух последних фракций. Внесение отхода в почву обеспечивает увеличение микробной биомассы на начальном этапе. Последующее снижение нефтепродуктов сопровождается снижением уровня микробной биомассы. Уровень фитотоксичности смесей колеблется в процессе ремедиации, но имеет тенденцию к снижению, коррелирующую со снижением содержания нефтепродуктов. В целом методы лэндфарминга и биостимуляции обеспечивают снижение нефтепродуктов и фитотоксичности отхода, причем лэндфарминг является более быстрым процессом.

Работа выполнена по гранту РФФИ № 11-04-00263а.

### ЛИТЕРАТУРА

1. Lazar I., Dobrota S., Voicu A., Stefanescu M., Sandulescu L., Petrisor I. G. Microbial degradation of waste hydrocarbons n oily sludge from some Romanian oil fields // J. of Petroleum Science and Engineering. 1999. Vol. 22. P. 151–160.
2. Morelli I. S., Panno M. T. D., Antoni G. L. D., Paineira M. T. Laboratory study on the bioremediation of

- petrochemical sludge-contaminated soil // *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2005. Vol. 55. P. 271–278.
3. Ouyang W., Liu H., Murygina V., Yu Y., Xiu Z., Kalyuzhnyi S. Comparison of bio-augmentation and composting for remediation of oily sludge: A field-scale study in China // *Proc. Biochem.* 2005. Vol. 40. P. 3763–3768.
  4. Tahhan R. A., Ammari T. G., Goussous S. J., Al-Shdaifat H. I. Enhancing the biodegradation of total petroleum hydrocarbons in oily sludge by a modified bioaugmentation strategy // *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2011. Vol. 65. P. 130–134.
  5. Wang X., Wang Q., Wang S., Li F., Guo G. Effect of biostimulation on community level physiological profiles of microorganisms in field-scale biopiles composed of aged oil sludge // *Bioresource Technology*. 2012. Vol. 111. P. 308–315.
  6. Roldán-Carrillo T., Castorena-Cortés G., Zapata-Peñasco I. Aerobic biodegradation of sludge with high hydrocarbon content generated by a Mexican natural gas processing facility // *J. of Environmental Management*. 2011. Vol. 86. P. 384–389.
  7. Солнцева Н. М. Общие закономерности трансформации почв в районах добычи нефти (формы проявления, основные процессы, модели) // *Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем: сб. науч. тр. М.: Наука, 1988. С. 23–42.*
  8. Пиковский Ю. И. Трансформация техногенных потоков нефти в почвенных экосистемах // *Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем: сб. науч. тр. М.: Наука, 1988. С. 7–22.*
  9. Кураков А. В., Ильинский В. В., Котелевцев С. В., Садчиков А. П. Биоиндикация и реабилитация экосистем при нефтяных загрязнениях. М.: Изд-во “Графикон”, 2006. 336 с.
  10. Reddy M. V., Devi M. P., Chandrasekhar K., Goud R. K., Mohan S. V. Aerobic remediation of petroleum sludge through soil supplementation: Microbial community analysis // *J. of Hazardous Materials*. 2011. Vol. 197. P. 80–87.
  11. El Afifi E. M., Awwad N. S. Characterization of the TE-NORM waste associated with oil and natural gas production in Abu Rudes, Egypt // *J. of Environmental Radioactivity*. 2005. Vol. 82. P. 7–19.
  12. Bakr W. F. Assessment of the radiological impact of oil refining industry // *J. of Environmental Radioactivity*. 2010. Vol. 101. P. 237–243.
  13. Das K., Mukherjee A. K. Crude petroleum-oil biodegradation efficiency of *Bacillus subtilis* and *Pseudomonas aeruginosa* strains isolated from a petroleum oil contaminated soil from North-East India // *Bioresource Technology*. 2007. Vol. 98. P. 1339–1345.
  14. Biswal B. K., Tiwari S. N., Mukherji S. Biodegradation of oil in oily sludges from steel mills // *Bioresource Technology*. 2009. Vol. 100, N 4. P. 1700–1703.
  15. Atlas R. M. Microbial degradation of petroleum hydrocarbons: an environmental perspectives // *Microbiological Reviews*. 1981. Vol. 45. P. 180–209.
  16. Atlas R.M., Bartha R. Hydrocarbon biodegradation and oil spill bioremediation // *Adv. Microbial Ecol.* 1992. Vol. 12. P. 287–338.
  17. Киреева Н. А., Бакаева М. Д., Тарасенко Е. М., Галимзянова Г. Ф., Новоселова Е. И. Снижение фитотоксичности нефтезагрязненной серой лесной почвы при биорекультивации // *Агрехимия*. 2003. № 2. С. 50–55.
  18. Al-Mutairi N., Bufarsan A., Al-Rukaibi F. Ecorisk evaluation and treatability potential of soils contaminated with petroleum hydrocarbon-based fuels // *Chemosphere*. 2008. Vol. 74. P. 142–148.
  19. Balba M. T., Al-Awadhi N., Daher Al-R. Bioremediation of oil-contaminated soil: microbiological methods for feasibility assessment and field evaluation // *J. of Microbiological Methods*. 1998. Vol. 32. P. 155–164.
  20. Bento F. M., Camargo F. A. O., Okeke B. C., Frankenberg W. T. Comparative bioremediation of soils contaminated with diesel oil by natural attenuation, biostimulation and bioaugmentation // *Bioresource Technology*. 2005. Vol. 96. P. 1049–1055.
  21. Akhmetzyanova L. G., Saveliev A. A., Selivanovskaya S. Yu. Using the methods of statistical analysis to determine the safe content of oil products in gray forest soil // *Contemporary Problems of Ecology*. 2012. Vol. 5, N 6. P. 554–558.
  22. Арчегова И. Б., Хабибуллина Ф. М., Шубаков А. А. Оптимизация очистки почвы и водных объектов от нефти с помощью биосорбентов // *Сиб. экол. журн.* 2012. Т. 19, № 6. С. 769–776.
  23. Mana Capelli S. M., Busalmen J. P., Anchez S. R. S. Hydrocarbon bioremediation of a mineral-base contaminated waste from crude oil extraction by indigenous bacteria // *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2001. Vol. 47. P. 233–238.
  24. ПНД Ф 16.1:2.2.22-98. Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в минеральных, органогенных, органоминеральных почвах и донных отложениях методом ИК-спектроскопии. Утв. Государственный Комитет РФ по охране окружающей среды, 1998.
  25. Методика измерения активности радионуклидов с использованием сцинтилляционного гамма-спектрометра с программным обеспечением “Прогресс”. М.: ГП “ВНИИФТРИ”, 2003. 30 с.
  26. Mishra S., Jyot J., Kuhad R. C., Lal B. Evaluation of Inoculum Addition To Stimulate In Situ Bioremediation of Oily-Sludge-Contaminated Soil // *Applied and Environmental Microbiology*. 2001. Vol. 67. N 4. P. 1675–1681.
  27. Microbiological methods for assessing soil quality / eds. J. Bloem, D. W. Hopkins, A. Benedetti. CABI Publishing. 2006. 307 p.
  28. Руководство к практическим занятиям по микробиологии: практ. пособие / под ред. Н. С. Егорова. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1983. 215 с.
  29. ISO/DIS 11269-2 Soil Quality – Determination of the effects of pollutants on soil flora. Part 2: Effects of chemicals on the emergence and growth of higher plants, 2005.
  30. Tamura K., Peterson D., Peterson N., Stecher G., Nei M., Kumar S. MEGA5: Molecular Evolutionary Genetics Analysis Using Maximum Likelihood, Evolutionary Distance, and Maximum Parsimony Methods // *Mol. Biol. Evol.* 2011. Vol. 28. P. 2731–2739.
  31. Shawky S., Amer H., Nada A. A. Characteristics of NORM in the oil industry from Eastern and Western deserts of Egypt // *Applied Radiation and Isotopes*. 2001. Vol. 55. P. 135–139.
  32. Gazineu M. H., Araujo A. A., Brandao Y. B., Hazin C. A., Godoy J. M. O. Radioactivity concentration in liquid

- and solid phases of scale and sludge generated in the petroleum industry // *J. Environ. Radioactivity*. 2005. Vol. 81. P. 47–54.
33. Mrayyan B., Battikhi M. N. Biodegradation of total organic carbons (TOC) in Jordanian petroleum sludge // *J. of Hazardous Materials*. 2005. Vol. 120. P. 127–134.
  34. Cerqueira V. S., Hollenbach E. B., Maboni F., Vainstein M. H., Camargo F. A. O., Peralba M. C. R., Bento F. M. Biodegradation potential of oily sludge by pure and mixed bacterial cultures // *Bioresource Technology*. 2011. Vol. 102. P. 11003–11010.
  35. Zhang Z., Gai L., Hou Z., Yang C., Ma C., Wang Z., Sun B., He X., Tang H., Xu P. Characterization and biotechnological potential of petroleum-degrading bacteria isolated from oil-contaminated soils // *Bioresource Technology*. 2010. Vol. 101. P. 8452–8456.
  36. Tahhan R. A., Abu-Ateih R. Y. Biodegradation of petroleum industry oily-sludge using Jordanian oil refinery contaminated soil // *International Biodeterioration & Biodegradation*. 2009. Vol. 63. P. 1054–1060.
  37. Venosa A. D., Suidan M. T., Wrenn B. A., Strohmeier K. L., Haines J. R., Eberhart B. L., King D., Holder E. Bioremediation of an experimental oil spill on the shoreline of Delaware Bay // *Environ. Sci. Technol.* 1996. Vol. 30. P. 1764–1775.
  38. Pare T., Dinel H., Schnitzer M. Extractability of trace metals during cocomposting of biosolids and municipal solid wastes // *Biol. Fert. Soils*. 1999. Vol. 29. P. 31–37.
  39. Jones H. E., West H. M., Chamberlain P. M., Pakreh N. R., Beresford N. A., Crout N. M. J. Effects of gamma irradiation on *Holcus lanatus* (Yorkshire fog grass) and associated soil microorganisms // *J. of Environmental Radioactivity*. 2004. Vol. 74. P. 57–71.
  40. Buchan D., Moeskops B., Ameloot N., Neve S., Sleutel S. Selective sterilisation of undisturbed soil cores by gamma irradiation: Effects on free-living nematodes, microbial community and nitrogen dynamics // *Soil Biology and Biochemistry*. 2012. Vol. 47. P. 10–13.
  41. Copplestone D., Johnson M. S., Jones S. R. Behaviour and transport of radionuclides in soil and vegetation of a sand dune ecosystem // *J. of Environmental Radioactivity*. 2001. Vol. 55. P. 93–108.
  42. Joergensen R. G., Schmaedeke F., Windhorst K., Meyer B. Biomass and activity of microorganisms in a fuel oil contaminated soil // *Soil Biol. Biochem.* 1995. Vol. 27, N 9. P. 1137–1143.
  43. Marin J. A., Hernandez T., Garcia C. Bioremediation of oil refinery sludge by landfarming in semiarid conditions: Influence on soil microbial activity // *Environmental Research*. 2005. Vol. 98. P. 185–195.
  44. Vera Tomé F., Rodríguez P. B., Lozano J. C. The ability of *Helianthus annuus* L. and *Brassica juncea* to uptake and translocate natural uranium and  $^{226}\text{Ra}$  under different milieu conditions // *Chemosphere*. 2009. Vol. 74. P. 293–300.

## Evaluation of the Efficiency of Methods of Bioremediation of the Waste Product of Oil-Producing Complex

S. Yu. SELIVANOVSKAYA, R. Kh. GUMEROVA, P. Yu. GALITSKAYA

*Kazan Federal University  
420008, Tatarstan Republic, Kazan, Kremlevskaya str., 18  
E-mail: Svetlana.Selivanovskaya@kpfu.ru*

Results of laboratory modeling of the remediation of waste product containing oil products (652 g/kg) and natural radionuclides ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  и  $^{40}\text{K}$ ) by means of landfarming, biostimulation and bioaugmentation are presented. It is established that landfarming and biostimulation provide a decrease in oil product content and in the phytotoxicity of the waste product; landfarming is a more rapid process.

**Key words:** waste products of oil-producing complex, bioremediation, bioaugmentation, landfarming, phytotoxicity.