УЧЕНЫЕ ЗАПИСКИ КАЗАНСКОГО УНИВЕРСИТЕТА
Том 153, кн. 3 Естественные науки *2011*

УДК 631.46:628.3

ИЗМЕНЕНИЕ ФИТОТОКСИЧНОСТИ ОТХОДА НЕФТЕДОБЫВАЮЩЕГО КОМПЛЕКСА, СОДЕРЖАЩЕГО РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ, ПРИ ИХ РЕМЕДИАЦИИ

Р.Х. Гумерова, С.Ю. Селивановская, П.Ю. Галицкая

Аннотация

Проведено лабораторное моделирование процесса ремедиации отхода нефтедобывающего комплекса, содержащего естественные радиоактивные элементы (^{226}Ra, ^{232}Th и ^{40}K), методом ландфарминга. Установлено, что в течение 90 сут инкубирования смеси почвы с отходом в соотношении 4 : 1 происходит снижение углеводородов, не изменяется содержание радионуклидов, увеличивается всхожесть семян подсолнечника и улучшаются их морфометрические характеристики. Снижение уровня фитотоксичности делает возможным применение фитоэкстракции радиоактивных элементов на следующем этапе ремедиации отходов.

Ключевые слова: фитотоксичность, отходы, углеводороды, радиоактивные элементы.

Введение

В процессе добычи нефти и ее переработки образуется большое количество отходов [1–4]. К таким отходам, в частности, относятся отложения на промысловом оборудовании. Периодически оборудование подвергается очистке, а отходы попадают в почву, что наносит вред окружающей среде [5–6]. В состав отходов входят нефтяные углеводороды (УВ) (40–60%), минеральные частицы (5–40%) и вода 30–90% [7]. Наиболее опасными компонентами являются УВ, количество которых может варьироваться в интервале от 0.69 до 220 г/кг [8–10]. Часть таких отходов может содержать помимо УВ элементы естественных радиоактивных семейств ^{238}U и ^{232}Th, а также ^{40}K [4, 5, 11]. Доминирующими радионуклидами являются ^{226}Ra и ^{228}Ra, концентрации которых изменяются в пределах от 1 до 1000 кБк/кг [12–14].

В литературе широко представлены данные о деструкции углеводородов нефти в почве, существенно меньше публикаций посвящено ремедиации нефтесодержащих отходов [3, 7, 15–17]. В последнее время отходы, содержащие радиоактивные элементы, привлекают внимание с точки зрения их влияния на здоровье человека [14]. Публикации, касающиеся воздействия нефтяных отходов, содержащих радионуклиды, на почву и их ремедиации, практически отсутствуют.

Для того чтобы оценить эффект от воздействия таких отходов на почвенную экосистему, либо выявить эффективность и завершенность процессов ремедиации

отходов, недостаточно определить содержание токсичных элементов (углеводородов и радиоактивных элементов). Согласно мнению ряда авторов, химический анализ не позволяет учесть, во-первых, биодоступность многих токсикантов, во-вторых, токсичность метаболитов, образующихся в процессе деградации углеводородов [18–23]. Исходя из этого, для оценки опасности отходов, а также для определения эффективности их ремедиации рекомендуется использовать биологические объекты. Одним из биологических тестов, широко применяемых в качестве показателя восстановления почвы после загрязнения углеводородами нефти, является тест на фитотоксичность [24–28]. Тесты на основе растений являются недорогими, достаточно легкими в исполнении и могут быть применены как для прямой, так и непрямой (на основе тестирования водного экстракта) оценки токсичности [29].

К числу методов, используемых при ремедиации нефтезагрязненных почв, относится метод ландфарминга, заключающийся в перемешивании нефтезагрязненной почвы или отходов с почвенным слоем на глубину 1 м, обеспечивающий деструкцию углеводородов аборигенными микроорганизмами [3]. Для изъятия из отходов радиоактивных элементов применяется метод фитоэкстракции [30]. Однако посев растений, осуществляющих экстракцию радиоактивных элементов, возможен только после снижения негативного воздействия УВ на растения. Поэтому тест на фитотоксичность, отражающий степень завершенности процесса ландфарминга и пригодность смеси почвы и отходов в качестве среды обитания растений, является наиболее релевантным.

Таким образом, целью настоящего исследования явилось лабораторное моделирование процесса ремедиации отходов нефтедобывающего комплекса методом ландфарминга и оценка изменения уровня фитотоксичности.

1. Методика

Объектом исследования служил отход, отобранный в резервуаре Тихоновского товарного парка (Республика Татарстан). Характеристики отхода следующие: УВ – 720.5 ± 21.46%; содержание ^{226}Ra 2739 ± 180, ^{232}Th – 916 ± 56 и ^{40}K – 271 ± 51 Бк /кг, влажность – 64.91 ± 0.16%.

В эксперименте использовали серую лесную почву, отобранную в лесном питомнике «Матюшинский» (Республика Татарстан) со следующими характеристиками: $C_{орг}$ – 0.9%, $N_{общ}$ – 0.1%, $K_{подв}$ – 9.1 мг/100 г, $P_{подв}$ – 12.5 мг/100 г, $pH_{водн}$ – 7.2. Почву отбирали из слоя 0–20 см, доставляли в лабораторию, тщательно перемешивали, удаляли остатки растений и корни вручную и просеивали через сито с размером ячеи 8 мм.

Процесс ландфарминга моделировали следующим образом. Почву смешивали с отходом в соотношении 4 : 1, помещали в стеклянные сосуды и инкубировали при 20 °C в течение 90 сут. В качестве контроля использовали необработанную почву. Инкубирование опытного и контрольного вариантов проводили в трехкратной повторности. Обработанную и контрольную почвы помещали в инкубационные сосуды в количестве 2 кг и добавляли дистиллированную воду для достижения 60% от полной влагоемкости. В процессе инкубирования поддерживалась указанная влажность. Для этого сосуды взвешивали и восполняли испарившуюся воду. Каждые три дня содержимое инкубационных

сосудов тщательно перемешивалось. На 1-е и 90-е сутки были отобраны пробы, в которых определяли содержание УВ и радиоактивных элементов (^{226}Ra, ^{232}Th и ^{40}K). Для нахождения фитотоксичности пробы отбирали на 1-е, 30-е и 90-е сутки.

Фитотоксичность устанавливали согласно [31] с использованием в качестве тест-объекта семян подсолнечника *Helianthus annuus*. Определяли следующие параметры: количество взошедших семян в опытном ($G_{оп}$) и контрольном ($G_{конт}$) вариантах; среднюю длину корня растений в опытном ($L_{оп}$) и контрольном ($L_{конт}$) вариантах. Токсичность рассчитывали по формуле:

$$T, \% = 100 - (A_{оп} / A_{конт}) \cdot 100,$$

где $A_{оп}$ – значение параметра в опытном варианте; $A_{конт}$ – значение параметра в контрольном варианте.

Индекс прорастания (GI) рассчитывали по формуле [32]:

$$\mathrm{GI}, \% = G_{оп} / G_{конт} \cdot L_{оп} / L_{конт} \cdot 100, \quad (1)$$

Измерение массовой доли УВ в почве проводили в соответствии с [33], а измерение активности радиоактивных элементов – в соответствии с [34].

Определение всех параметров проводили не менее чем в пятикратной повторности. Статистическую обработку результатов проводили с помощью электронных таблиц Excel и программы Origin 7.5. Достоверность различий полученных результатов оценивали с использованием коэффициента Стьюдента ($P < 0.05$).

2. Результаты и их обсуждение

Для моделирования процесса ремедиации нефтесодержащих почв методом ландфарминга, отход смешивали с серой лесной почвой в соотношении 1 : 4 и инкубировали в течение 90 сут при постоянной температуре и влажности. Поскольку процесс деструкции углеводородов интенсифицируется в аэробных условиях, смесь перемешивали каждые трое суток. На 1-е сутки после внесения в почву отхода и в конце эксперимента в смеси почвы с отходом и контрольной почве было определено содержание углеводородов и радиоактивных элементов (табл. 1).

Табл. 1

Характеристика контрольной почвы и смеси почвы с отходом, в начале и конце эксперимента

Показатель	Контрольная почва		Смесь почвы с отходом	
	1-е сутки	90-е сутки	1-е сутки	90-е сутки
Углеводороды, г/кг	0.4 ± 0.1	0.3 ± 0.08	156 ± 41	54 ± 12
Радионуклиды, Бк/кг				
^{226}Ra	21 ± 5	20 ± 4	643 ± 127	602 ± 114
^{232}Th	32 ± 8	34 ± 5	254 ± 56	221 ± 48
^{40}K	311 ± 76	299 ± 65	49 ± 9	51 ± 9

Как видно из полученных результатов, при внесении отхода содержание УВ увеличилось до 156 г/кг. Через 90 сут их содержание снизилось до 54 г/кг. Скорость биодеградации УВ, обнаруженная в нашем эксперименте, оказалась более низкой по сравнению со скоростью, указанной в работах [3, 35]. Так, деградация УВ, достигающая 70–90% за 2 месяца инкубирования, была выявлена

при их начальной концентрации 9–61 мг/г [35], при этом авторы указывают на отсутствие дозозависимого эффекта. В то же время, согласно данным [7], скорость деградации УВ существенно зависит от их начальной концентрации, при этом оптимальным содержанием, обеспечивающим максимальную скорость деструкции, является 5–6%. Таким образом, меньшая скорость деструкции, на наш взгляд, может быть связана, во-первых, с большим содержанием УВ, а во-вторых, с доминированием в составе нефтяной фракции парафинов, смол и асфальтенов [11]. Известно, что эти фракции являются наиболее устойчивыми к воздействию микроорганизмов [3].

Внесение отхода привело к увеличению содержания радионуклидов до уровня, в 36 и 9 раз (для ^{226}Ra и ^{232}Th) превышающего природный фон [36]. Через 90 сут их содержание практически не изменилось и оставалось в случае ^{226}Ra и ^{232}Th достоверно выше контрольной почвы.

Для оценки изменения уровня фитотоксичности почвы в качестве тестового объекта были использованы семена подсолнечника *Helianthus annuus.* Данный тест-объект был выбран исходя из следующего. Известно, что процесс ландфарминга направлен на деструкцию нефтяных УВ. Полученные нами данные подтверждают это положение. В то же время в процессе ландфарминга происходит лишь механическое разбавление содержания радиоактивных элементов, так как микроорганизмы не способны к их превращению. Возможным способом снижения их содержания может стать фиторемедиация. Согласно данным литературы, подсолнечник является растением, одновременно устойчивым к естественным радионуклидам и способным к их экстракции [30]. В качестве тестовых функций определяли динамику всходов, высоту побегов, длину корней, биомассу растений, а также рассчитывали индекс прорастания. Образцы отбирали на 1-е, 30-е и 90-е сутки процесса ландфарминга. В них засевали семена подсолнечника, которые выращивали в течение 14 сут. В течение этих суток отмечали количество взошедших семян, а на 14-е сутки выкапывали растения и определяли их морфометрические характеристики.

На рис. 1 представлены данные об изменении всхожести семян в процессе ландфарминга. Как видно из полученных данных, всхожесть семян, засеянных в образцы смеси почвы с отходом, отобранные в разное время, существенно отличается. Так, в образце, отобранном на 1-е сутки, первые всходы появились лишь на 5-е сутки, тогда как в контроле семена начали всходить на 2-й день. К моменту 100%-ного прорастания семян в контроле их всхожесть в опытном варианте составила 40%. Еще больший негативный эффект выявлен при анализе образца, отобранного на 30-е сутки. Несмотря на то что первые всходы также появились на 5-е сутки, их средняя численность оказалась в 2 раза ниже. К моменту 100%-ного прорастания семян в контроле их всхожесть в опыте составила 33%. Иная картина была выявлена при анализе образца, отобранного на 90-е сутки. Во-первых, первые всходы в смеси почвы с отходом появились одновременно со всходами в контрольной почве, хотя их численность была в 4 раза ниже. Во-вторых, всхожесть семян в опытном варианте на 7-е сутки выращивания, когда в контрольном варианте она достигла 100%, оказалась в 2 раза выше (60%).

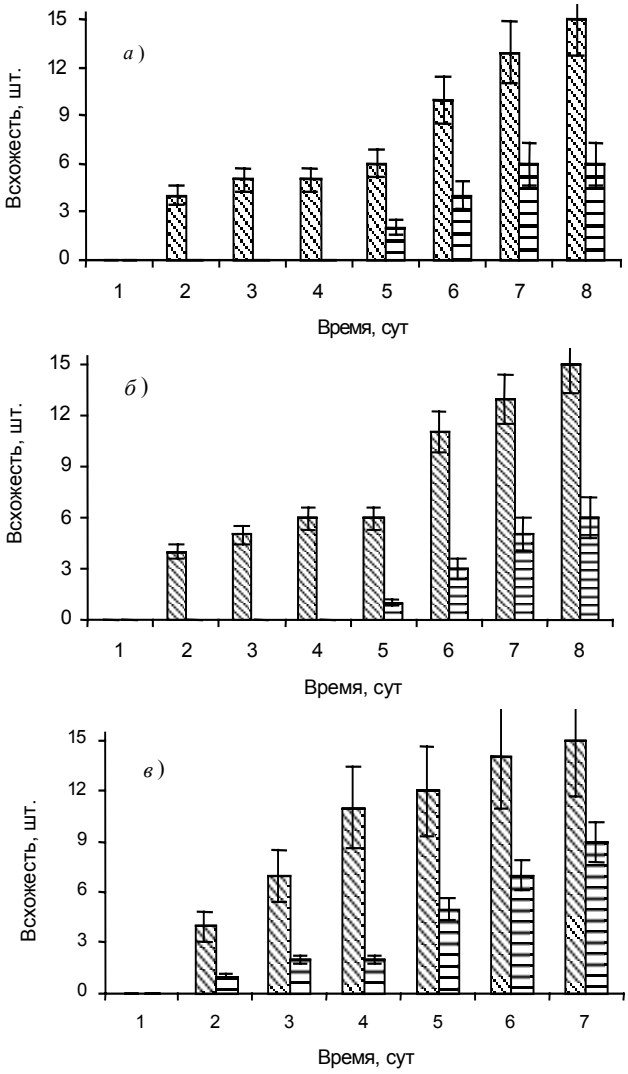

Рис. 1. Изменение всхожести семян подсолнечника в пробах, отобранных на 1-е (*а*), 30-е (*б*) и 90-е (*в*) сутки инкубирования смеси почвы с отходом. Первый столбец в группе – контрольная почва, второй – смесь почвы с отходом

Анализ высоты побега и длины корня растений осуществляли на 14-е сутки роста растений. Была выявлена похожая картина, но с менее выраженным ингибирующим эффектом. Так, средняя высота побега подсолнечника, выросшего на образце смеси, отобранном на 1-е сутки, составила 44% от значения в контрольном варианте (рис. 2). Через 30 сут инкубирования фитотоксичность образцов возросла до 67%, и лишь к 90-м суткам фитотоксичность снизилась до 26%. Этот уровень фитотоксичности позволяет говорить о восстановлении качества почвы, используемой в процессе ландфарминга.

Анализ результатов позволил выявить не только факт увеличения фитотоксичности при внесении отхода в почву, что согласуется с данными литературы [20, 21, 27, 37, 38], но и ее увеличение на начальной стадии инкубирования. Скорее всего, возникновение фитотоксического эффекта и его увеличение при

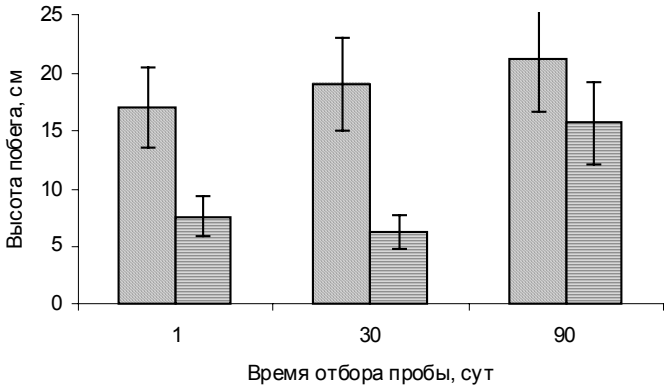

Рис. 2. Влияние времени инкубирования на высоту побега растений подсолнечника. Первый столбец в группе – контрольная почва, второй – смесь почвы с отходом

деградации УВ возможно по ряду причин. Во-первых, фитотоксичность проявляют многие исходные УВ [20, 21, 28]. Во-вторых, на уровень фитотоксичности существенное влияние оказывают образующиеся при биодеградации УВ метаболиты – жирные кислоты [38]. Третьим фактором формирования фитотоксичности является накопление в почве фитотоксинов – веществ органического происхождения, продуцируемых почвенными микромицетами. Известно, что под воздействием нефтяного загрязнения в почвах изменяется состав микромицетного сообщества в сторону доминирования продуцентов фитотоксинов [27, 28]. Кроме того, загрязнение почвы нефтяными УВ может оказывать воздействие на рост растений и опосредованно, за счет изменения физических свойств почвы: поступление УВ приводит к нарушению водно-воздушного баланса в почве, что негативно сказывается на растениях.

При определении фитотоксичности на основе параметра «длина корня» выявлено, что в течение первого месяца смеси демонстрируют высокую фитотоксичность (65% и 59% на 1-е и 30-е сутки соответственно) (рис. 3). Дальнейшее инкубирование смесей приводит к снижению фитотоксичности до 22%, связанному, вероятно, с трансформацией УВ и их метаболитов.

Меньший негативный эффект компонентов выявлен в отношении биомассы растений (рис. 4). Установлено, что внесение отхода вызывает снижение уровня биомассы единичного растения на 23% по сравнению с контрольной почвой. Через 90 сут инкубирования этот эффект снижается, и фитотоксичность составляет только 16%.

Таким образом, внесение отхода оказывает наибольшее негативное воздействие на такой параметр, как «всхожесть семян», по сравнению с параметрами «высота побега», «длина корня» и «биомасса растений». Это позволяет считать, что растения наиболее чувствительны к загрязнению почвы компонентами анализируемого отхода на ранних стадиях своего развития.

На заключительном этапе был рассчитан GI согласно формуле (1). Минимальное значение GI (10.7) установлено для образца, отобранного на 30-е сутки инкубирования, а максимальное – на 90-е сутки (44.4), что свидетельствует о формировании более благоприятных условий для растений.

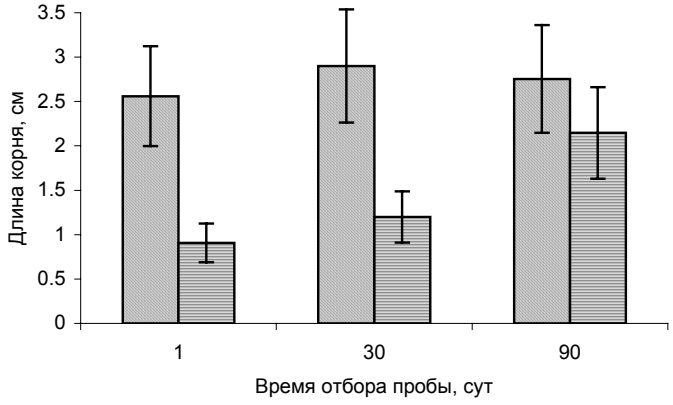

Рис. 3. Влияние времени инкубирования на длину корня растений подсолнечника. Первый столбец в группе – контрольная почва, второй – смесь почвы с отходом

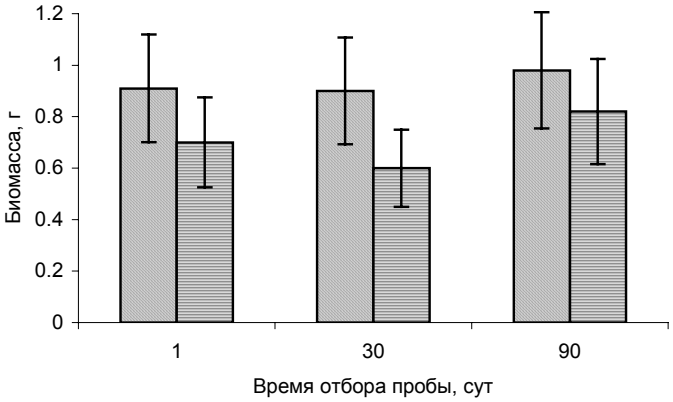

Рис. 4. Влияние времени инкубирования на биомассу растений подсолнечника. Первый столбец в группе – контрольная почва, второй – смесь почвы с отходом

Полученные результаты позволяют сделать следующее заключение. Смешивание отхода с почвой, моделирующее процесс ландфарминга, приводит к увеличению содержания в почве УВ и радиоактивных элементов. Увеличение содержания в почве нефтяных углеводородов в первую очередь влияет на растения на их ранних стадиях развития, о чем свидетельствуют существенные различия в процессе прорастания семян. Процесс ландфарминга способствует снижению содержания УВ, а также уменьшению фитотоксичности до уровня, позволяющего говорить об отсутствии негативного эффекта в отношении растений.

Принимая во внимание то, что при ремедиации отхода, содержащего нефтяные УВ и радиоактивные элементы (^{226}Ra, ^{232}Th и ^{40}K), не происходит изменения содержания последних, можно с большой достоверностью предположить, что основным фактором, определяющим фитотоксичность, являются УВ. Снижение уровня фитотоксичности делает возможным применение фитоэкстракции радиоактивных элементов на следующем этапе ремедиации отхода.

Полученная в результате ландфарминга смесь может быть использована не только для размещения на полигонах, но и, при условии последующего удаления из нее радиоактивных элементов, для зеленого строительства.

Работа выполнена при поддержке РФФИ (проект № 11-04-00263-а).

Summary

R.Kh. Gumerova, S.Yu. Selivanovskaya, P.Yu. Galitskaya. Changing in Phytotoxicity of Oil-Production Waste Containing Radioactive Elements during Its Remediation.

Laboratory modeling of the remediation process of oil-production waste containing natural radioactive elements (^{226}Ra, ^{232}Th, and ^{40}K) was carried out using the landfarming method. During a 90-day incubation of the soil-waste mixture with a ratio of 4 : 1, we observed the decrease in hydrocarbons content, the increase in germination of sunflower seeds and the improvement of their morphometric characteristics; the content of radionuclides remained the same. The decrease in phytotoxicity of the mixture makes it possible to apply the method of phytoextraction of radioactive elements at the next stage of waste remediation.

Key words: phytotoxicity, waste, hydrocarbons, radioactive elements.

Литература

1. *Godoy J.M., da Cruz R.P.* ^{226}Ra and ^{228}Ra in scale and sludge samples and their correlation with the chemical composition // J. Environ. Radioact. – 2001. – V. 70, No 3. – P. 199–206.
2. *Caravaca F., Roldan A.* Assessing changes in physical and biological properties in a soil contaminated by oil sludges under semiarid Mediterranean conditions // Geoderma. – 2003. – V. 117, No 1–2. – P. 53–61.
3. *Marin J.A., Hernandez T., Garcia C.* Bioremediation of oil refinery sludge by landfarming in semiarid conditions: Influence on soil microbial activity // Environ. Res. – 2005. – V. 98, No 2. – P. 185–195.
4. *Bakr W.F.* Assessment of the radiological impact of oil refining industry // J. Environ. Radioact. – 2010. – V. 101, No 3. – P. 237–243.
5. *El Afifi E.M., Awwad N.S.* Characterization of the TE-NORM waste associated with oil and natural gas production in Abu Rudeis, Egypt // J. Environ. Radioact. – 2005. – V. 82, No 1. – P. 7–19.
6. *Abo-Elmagd M., Soliman H.A., Salman Kh.A., El-Masry N.M.* Radiological hazards of TENORM in the wasted petroleum pipes // J. Environ. Radioact. – 2010. – V. 101, No 1. – P. 51–54.
7. *Lazar I., Dobrota S., Voicu A., Stefanescu M., Sandulescu L., Petrisor I.G.* Microbial degradation of waste hydrocarbons in oily sludge from some Romanian oil fields // J. Petrol. Sci. Eng. – 1999. – V. 22, No 1. – P. 151–160.
8. *Ayotamuno M.J., Okparanma R.N., Nweneka E.K., Ogaji S.O.T., Probert S.D.* Bioremediation of a sludge containing hydrocarbons // Appl. Energy. – 2007. – V. 84, No 9. – P. 936–943.
9. *Liu W., Luo Y., Teng Y., Li Z., Christie P.* Prepared bed bioremediation of oily sludge in an oilfield in northern China // J. Hazard. Mater. – 2009. – V. 161, No 1. – P. 479–484.
10. *Ros M., Rodriguez I., Garcia C., Hernandez T.* Microbial communities involved in the bioremediation of an aged recalcitrant hydrocarbon polluted soil by using organic amendments // Bioresour. Technol. – 2010. – V. 101, No 18. – P. 6916–6923.

11. Общий регламент «Обеспечение радиационной безопасности при добыче, сборе и подготовке нефти». – Альметьевск: ТатНИПИНефть, 2004. – 24 с.
12. *Gazineu M.H.P., de Araujo A.A., Brandao Y.B., Hazin C.A., Godoy J.M.* Radioactivity concentration in liquid and solid phases of scale and sludge generated in the petroleum industry // J. Environ. Radioact. – 2005. – V. 81. – P. 47–54.
13. Diffuse NORM Wastes: Waste Characterization and Preliminary Risk Assessment. RAE-9232/1-2, Draft report. – Washington, DC: Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1993. – URL: http://pbadupws.nrc.gov/docs/ML0321/ML032180211.pdf, свободный.
14. *El Afifi E.M., Awward N.S., Hilal M.A.* Sequential chemical treatment of radium species in TENORM waste sludge produced from oil and natural gas production // J. Hazard. Mater. – 2009. – V. 161, No 2–3. – V. 907–912.
15. *Verma S., Bhargava R., Pruthi V.* Oily sludge degradation by bacteria from Ankleshwar, India // Int. Biodeterior. Biodegrad. – 2006. – V. 57, No 4. – P. 207–213.
16. *Marin J.A., Moreno J.L., Hernandez T., Garcia C.* Bioremediation by composting of heavy oil refinery sludge in semiarid conditions // Biodegradation. – 2006. – V. 17, No 3. – P. 251–261.
17. *Tahhan R.A., Abu-Ateih R.Y.* Biodegradation of petroleum industry oily-sludge using Jordanian oil refinery contaminated soil // Int. Biodeterior. Biodegrad. – 2009. – V. 63, No 8. – P. 1054–1060.
18. *Jorgensen R.G., Schmaedeke F., Windhorst K., Meyer B.* Biomass and activity of micro-organisms in a fuel oil contaminated soil // Soil Biol. Biochem. – 1995. – V. 27, No 9. – P. 1137–1143.
19. *Jorgensen K.S., Puustinen J., Suortti A.-M.* Bioremediation of petroleum hydrocarbon-contaminated soil by composting in biopiles // Environ. Pollut. – 2000. – V. 107, No 2. – P. 245–254.
20. *Al-Mutairi N., Bufarsan A., Al-Rukaibi F.* Ecorisk evaluation and treatability potential of soils contaminated with petroleum hydrocarbon-based fuels // Chemosphere. – 2008. – V. 74, No 1. – C. 142–148.
21. *Morelli I.S., Del Panno M.T., De Antoni G.L., Painceira M.T.* Laboratory study on the bioremediation of petrochemical sludge-contaminated soil // Int. Biodeterior. Biodegrad. – 2005. – V. 55, No 4. – P. 271–278.
22. *Selivanovskaya S.Yu., Galitskaya P.Yu., Schnell S., Yung-Tse Hung.* A comparison of microbial contact bioassay with conventional elutriate assays for evaluation of wastes hazard // Int. J. Environ. Waste Manag. – 2010. – V. 6, No 1–2. – P. 183–196.
23. *Selivanovskaya S.Yu., Galitskaya P.Yu.* Ecotoxicological assessment of soil using the *Bacillus pumilus* contact test // Eur. J. Soil Biol. – 2011. – V. 47, No 2. – P. 165–168.
24. *Phillips T.M., Liu D., Seech A.G., Lee H., Trevors J.T.* Monitoring bioremediation in creosote-contaminated soils using chemical analysis and toxicity tests // J. Ind. Microbiol. Biotechnol. – 2000. – V. 24, No 2. – P. 132–139.
25. *Labud V., Garcia C., Hernandez T.* Effect of hydrocarbon pollution on the microbial properties of a sandy and a clay soil // Chemosphere. – 2007. – V. 66, No 10. – P. 1863–1871.
26. *Serrano A., Tejada M., Gallego M., Gonzalez J.L.* Evaluation of soil biological activity after a diesel fuel spill // Sci. Total Environ. – 2009. – V. 407, No 13. – P. 4056–4061.
27. *Киреева Н.А., Мифтахова А.М., Кузяхметов Г.Г.* Влияние загрязнения нефтью на фитотоксичность серой лесной почвы // Агрохимия. – 2001. – № 5. – С. 64–69.
28. *Кураков А.В., Ильинский В.В., Котелевцев С.В., Садчиков А.П.* Биоиндикация и реабилитация экосистем при нефтяных загрязнениях. – М.: Графикон, 2006. – 336 с.

29. *Juvonen R., Martikainen E., Schultz E., Joutti A., Ahtiainen J., Lehtokari M.* A battery of toxicity tests as indicators of decontamination in composting oily waste // Ecotoxicol. Environ. Saf. – 2000. – V. 47, No 2. – P. 156–166.
30. *Rodrıguez B.P., Tome F.V., Fernandez M.P., Lozano J.C.* Linearity assumption in soil-to-plant transfer factors of natural uranium and radium in *Helianthus annuus* L. // Sci. Total Environ. – 2006. – V. 361, No 1–3. – P. 1–7.
31. ГОСТ Р ИСО 22030-2009. Качество почвы. Биологические методы. Хроническая фитотоксичность в отношении высших растений. – М.: Стандартинформ, 2010. – 16 с.
32. *Zucconi F.M., Pera A., Forte M., de Bertoldi M.* Evaluating toxicity of immature compost // BioCycle. – 1981. – V. 22, No 2. – P. 54–57.
33. ПНД Ф 16.1:2.2.22-98. Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в минеральных, органогенных, органоминеральных почвах и донных отложениях методом ИК-спектрометрии. Утв.: Государственный Комитет РФ по охране окружающей среды, 10 нояб. 1998 г. – М., 1998. – 21 с.
34. Методика измерения активности радионуклидов с использованием сцинтилляционного гамма-спектрометра с программным обеспечением «Прогресс». – М.: ГП «ВНИИФТРИ», 2003. – 30 с.
35. *Admon S., Green M., Avnimelech Y.* Biodegradation kinetics of hydrocarbons in soil during land treatment of oily sludge // Bioremediat. J. – 2001. – V. 5, No 3. – P. 193–209.
36. *Старков В.Д., Мигунов В.И.* Радиационная экология. – Тюмень: ФГУ ИПП «Тюмень», 2003. – 304 с.
37. *Plaza G., Nalecz-Jawecki G, Ulfig K., Brigmon R.L.* The application of bioassays as indicators of petroleum-contaminated soil remediation // Chemosphere. – 2005. – V. 59, No 2. – P. 289–296.
38. *Наумова Р.П., Кудряшов В.Н., Григорьева Т.В., Гафуров Р.Р., Мухаметшин И.Р., Хузаянов Р.Х., Несмелов А.А.* Предварительная оценка потенциала фиторемедиации твердых химических отходов // Учен. зап. Казан. ун-та. Сер. Естеств. науки. – 2008. – Т. 150, кн. 2. – С. 155–166.

Поступила в редакцию
22.07.11

Гумерова Раушания Ханифовна – аспирант кафедры прикладной экологии Казанского (Приволжского) федерального университета.
E-mail: *gumerovar88@mail.ru*

Селивановская Светлана Юрьевна – доктор биологических наук, профессор кафедры прикладной экологии Казанского (Приволжского) федерального университета.
E-mail: *Svetlana.Selivanovskaya@ksu.ru*

Галицкая Полина Юрьевна – кандидат биологических наук, старший преподаватель кафедры прикладной экологии Казанского (Приволжского) федерального университета.
E-mail: *Gpolina33@yandex.ru*