

Сравнение эффективности двух способов переработки муниципальных органических отходов (на примере Казани)

© 2016. П. А. Курынцева, ассистент, П. Ю. Галицкая, к. б. н., доцент,
Л. Р. Бикташева, аспирант, С. Ю. Селивановская, д. б. н., профессор
Институт экологии и природопользования
ФГАОУ ВО «Казанский федеральный университет»
420008, Республика Татарстан, г. Казань, ул. Кремлевская, д. 18
e-mail: svetlana.selivanovskaya@kpfu.ru

Осадок сточных вод (ОСВ), отсев твёрдых коммунальных отходов (ОТС) и их смесь (2:1) были подвергнуты трём видам биологической переработки в лабораторных условиях. При сбраживании в течение 25 сут выход биогаза для ОСВ составил 73, для ОТС – 46 и для ОТС+ОСВ – 125 мл/г с.в. При компостировании в течение 90 сут респираторная активность изменялась в пределах 66–178 мг CO₂-C/кг · сут, при последовательном сбраживании и компостировании – от 51 до 108 мг CO₂-C/кг · сут. Также была оценена токсичность конечных продуктов переработки. Показано, что переработка смеси является более целесообразной по сравнению с индивидуальными субстратами и что, исходя из токсичности продуктов, оптимальными методами переработки являются компостирование и последовательное сбраживание и компостирование. Для последних было проведено сравнение экономической эффективности на основании соотношений доходов и затрат. Установлено, что дисконтированный срок окупаемости модельного предприятия, осуществляющего переработку муниципальных отходов города-миллионника (на примере Казани), составляет 4 года для компостирования и 3,7 года для последовательного анаэробного сбраживания и компостирования.

Ключевые слова: анаэробное сбраживание, компостирование, биотехнология, экономическая эффективность, осадок сточных вод, отсев твёрдых коммунальных отходов (ТКО).

Comparing the effectiveness of two methods of processing municipal organic waste (by the example of Kazan)

P. A. Kuryntseva, P. Yu. Galitskaya, L. R. Biktasheva, S. Yu. Selivanovskaya,
Institute of Environmental Sciences, Kazan Federal University,
18 Kremlevskayastr., Kazan, Russia, 420008,
e-mail: svetlana.selivanovskaya@kpfu.ru

Sewage sludge (SS), organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) and their mixture (in 2:1 ratio) were treated by three biological methods: anaerobic digestion, composting, and subsequent digestion and composting. After digestion for 25 days biogas yield for SS was 73, for OFMSW – 46 and for the mixture SS+OFMSW – 125 mL g⁻¹ DM. After 90 days of composting, respiratory activity of the raw wastes ranged from 66 to 178 mg CO₂-C kg⁻¹ d⁻¹, and of the preliminary digested samples – from 51 to 108 mg CO₂-C kg⁻¹ d⁻¹. Then ecotoxicity of the initial wastes, their mixtures and final products of three treatments was estimated using elutriate bioassays with water flea *Daphnia magna* and infusorian *Paramecium caudatum*, and contact bioassay with higher plant *Avena sativa*. On the basis of ecotoxicity assessment results it was concluded that the treatment of mixture is more efficient as compared with separate initial wastes, and that composting and subsequent digestion and composting are the two preferable methods of treatment. Then economic efficiency of these two methods for SS+OFMSW was compared. In the calculations, a model company operating all municipal wastes in the city with 1 million population (by the example of Kazan) was used. It was demonstrated that the length of the discounted payback period is 4 years for composting and 3.7 years for subsequent digestion and composting.

Keywords: anaerobic digestion, composting, biotechnology, economic efficiency, sewage sludge, organic fraction of municipal solid waste.

В Казани с населением 1,2 млн чел. за 2014 г. было образовано 1597 тыс. т муниципальных отходов, более 56% которых было размещено на общегородских полигонах ТКО [1]. Порядка 60% образуемых муниципальных отходов являются органическими, соответственно они могут быть подвергнуты биологической переработке [2, 3]. Переработка может осуществляться аэробным сбраживанием, компостированием, а также сочетанием этих способов. В результате сбраживания отходов микроорганизмами выделяется биогаз, который может быть использован как альтернативный источник энергии [4–7]. Образующиеся в результате брожения и компостирования субстраты могут служить нетрадиционным органическим удобрением [8–11]. Наиболее распространёнными и крупнотоннажными отходами в крупных городах являются осадок сточных вод и органическая фракция твёрдых коммунальных отходов [2, 9, 10]. Существуют исследования, показывающие, что совместная переработка отходов приводит к увеличению эффективности процесса переработки отходов, так как создаются оптимальные условия для жизнедеятельности микроорганизмов-деструкторов.

Целью данной работы являлся выбор оптимальной, с экономической точки зрения, схемы биологической переработки крупнотоннажных отходов, образующихся в городе-миллионнике России (на примере Казани).

Материалы и методы исследования

Осадок сточных вод отбирали на биологических очистных сооружениях МУП «Водоканал» г. Казань, органическая фракция твёрдых коммунальных отходов – на мусороперегрузочной станции г. Казань, в течение двух лет в разные сезоны года. Отобранные пробы усреднялись. Соотношение отходов в смеси ОСВ+ОТС составляло 2:1 по массе. Анаэробное сбраживание осуществляли в герметичных ёмкостях объёмом 1 литр при температуре 55°C в течение 25 сут при периодическом перемешивании, объём инокулята составлял 10%. Перед сбраживанием кислотность смесей доводили до 7,5 ед. pH. Состав биогаза определяли проточным газоанализатором Geotech GA-2000. Компостирование производили в ёмкостях объёмом 8 литров при комнатной температуре в течение 90 сут при постоянном перемешивании. В качестве структурирующего агента использовали промасленные опилки с содержанием масла менее 15%. Опилки добавляли в количестве 7% к ОТС, 37% к ОСВ

и 20% к ОСВ+ОТС для доведения влажности смеси до 40%.

В исходных отходах, подготовленных смесях, а также в дигестатах и компостах определяли: pH согласно ГОСТ 26423-85 [12], содержание сухого вещества согласно ГОСТ 28268-89 [13], содержание органического углерода ($C_{орг}$) согласно ISO 14235:1998 [14], содержание общего азота ($N_{общ}$) согласно ISO 11261:1995 [15], токсичность для *Paramecium caudatum* согласно ФР.1.39.2003.00923 [16], токсичность для *Daphnia magna* по ПНД ФТ 14.1:2.4.12-06 Т 16.1:2.3.3.9-06 [17]. В качестве характеристики токсичности вычисляли кратность разведения водного экстракта отхода, при которой изменение тестовой функции составляло 10% (Kp_{10}). Фитотоксичность оценивали в соответствии с ISO 11269-2 [18] с использованием *Avena sativa* и выражали индексом прорастания (GI) [19]. Респираторную активность микробного сообщества определяли по выделению CO_2 в процессе инкубирования образцов компоста в закрытых сосудах [20]. Все исследования проводили не менее чем в трёх повторностях. Значимость различий средних оценивали с использованием критерия Стьюдента. В таблицах и на рисунках представлены средние значения и стандартная ошибка.

Расчёт экономической эффективности был проведён в программном продукте Альт-инвест 4.0 [21]. Расчёт платежей за размещение отходов производился согласно Постановлению Правительства РФ № 632 [22].

Результаты и их обсуждение

Анализ значений pH, сухого вещества, $C_{орг}$, $N_{общ}$ отходов в течение года позволил установить отсутствие достоверных колебаний данных характеристик по сезонам года (данные не представлены). Усреднённые характеристики отходов представлены в таблице 1. Как ОТС, так и ОСВ характеризовались нейтральными значениями pH. Отход ОСВ являлся более влажным (содержание сухого вещества $2,6 \pm 1,3\%$) и содержал в 1,7 раза больше $N_{общ}$. Значения показателя $C_{орг}$ достоверно не различались и составляли порядка 24%.

Биологическая переработка отходов и их смеси (ОСВ:ОТС = 2:1) была осуществлена тремя способами: 1) анаэробное сбраживание; 2) компостирование; 3) последовательное анаэробное сбраживание с компостированием. Эффективность анаэробной переработки отходов оценивали по характеристикам выхода биогаза (длительность процесса газообразования, объём био-

Таблица 1

Характеристики отходов

Отход	pH	Сухое вещество, %	C _{орг} , %	N _{общ} , %	Токсичность субстратов		
					<i>P. caudatum</i> , Кр10	<i>D. magna</i> , Кр10	GI (<i>A. sativa</i>)
ОСВ	7,1±1,1	2,6±1,3	24,1±9,1	2,5±0,8	17	24	87
ОТС	6,8±0,6	33,0±7,2	24,4±8,6	1,5±0,2	48	52	60

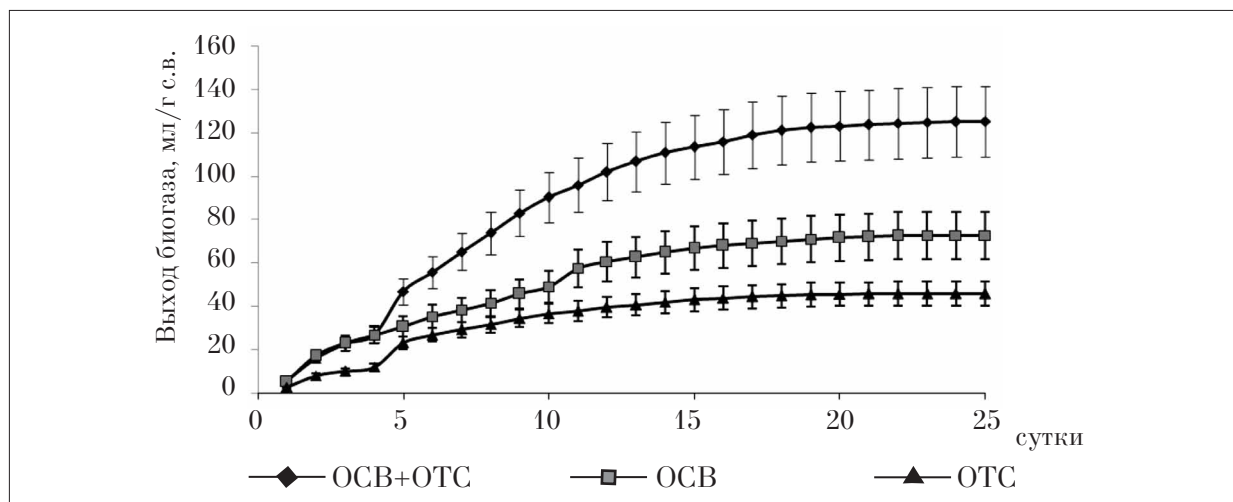


Рис. 1. Оценка эффективности биологической переработки ОСВ, ОТС и их смеси по выходу биогаза при анаэробном сбраживании

газа, процентное содержание метана) (рис. 1). При сбраживании ОТС, ОСВ и их смеси в течение 25 сут выход биогаза составил 46, 73 и 125 мл/г с.в. соответственно. Полученные значения согласуются с данными литературы [2, 5].

Процесс газообразования длился в течение 23, 22 и 19 сут в вариантах ОСВ, ОТС и ОСВ+ОТС соответственно, однако основной объём выделяющегося газа приходился на первые 14 сут. Совместное сбраживание двух отходов позволило увеличить выход биогаза в 1,7 раза относительно образца ОСВ и в 2,7 раза относительно образца ОТС. Стоит также отметить, что совместное сбраживание отходов позволило получить более высокое содержание метана (43–70%) в биогазе с первых суток процесса.

Далее ОСВ, ОТС, их смесь, а также дигестаты, полученные на предыдущем этапе исследований, были скомпостированы. В качестве показателя эффективности компостирования использовали стабильность компоста, оценённую по респираторной активности микроорганизмов, которая отражает количество активных микроорганизмов и скорость разложения ими органического вещества [11, 23]. Данные об изменении респираторной активности представлены на рисунке 2.

Компостные смеси на основе исходных отходов характеризовались более высокой респираторной активностью как в начале процесса

(479–753 мг CO₂-C/кг·сут по сравнению с 50–148 мг CO₂-C/кг·сут для анаэробносбраженных субстратов), так и на всём его протяжении. На 90-е сутки во всех образцах было отмечено снижение респираторной активности при компостировании до 66–178 мг CO₂-C/кг·сут, при последовательном сбраживании и компостировании – до 51–108 мг CO₂-C/кг·сут. Данный уровень соответствует представленным в литературе данным [23, 24].

Параметры токсичности конечного продукта отражают успешность как аэробного, так и анаэробного способа переработки отходов [8]. Данные о токсичности продуктов переработки позволяют принимать управленческие решения касательно их дальнейшего применения. Поэтому для проведения сравнения на следующем этапе нами была оценена токсичность сбраживания, компостирования, последовательного сбраживания и компостирования ОТС, ОСВ и их смеси (табл. 2).

Тесты с гидробионтами *D. magna* и *P. caudatum* позволяют установить опасность выщелачивания из отходов водорастворимых токсичных соединений. Результаты, полученные с применением растительного тест-объекта, позволяют определить возможность использования продукта биологической переработки в качестве

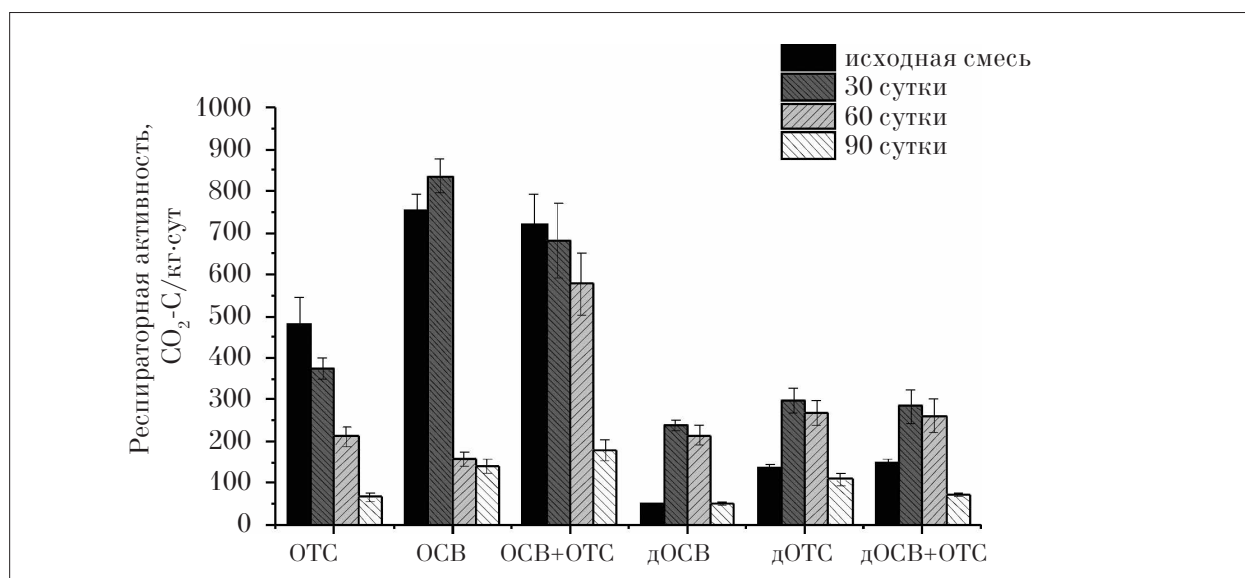


Рис. 2. Оценка эффективности биологической переработки ОСВ, ОТС и их смеси по респираторной активности микроорганизмов при компостировании

Таблица 2

Токсичность и фитотоксичность отходов и их смеси после переработки

Вид переработки	Образец	Токсичность, %		
		<i>P. caudatum</i> , Кр10	<i>D. magna</i> , Кр10	GI (<i>A. sativa</i>)
Анаэробное сбраживание	ОСВ	58	60	65
	ОТС	21	55	73
	ОСВ+ОТС	7	22	20
Компостирование	ОСВ	2	14	96
	ОТС	5	12	71
	ОСВ+ОТС	3	15	103
Последовательное анаэробное сбраживание с компостированием	ОСВ	2	3	125
	ОТС	3	1	121
	ОСВ+ОТС	1	1	139

органического удобрения [8]. Показано, что совместное сбраживание позволяет получить менее токсичный дигестат по сравнению с продуктами брожения индивидуальных отходов в отношении гидробионтов ($Kp=7-22$), при этом дигестат всех отходов фитотоксичен (GI не превышал 22). Компосты из индивидуальных отходов и смеси достоверно не отличаются по токсичности в отношении гидробионтов, однако компостирование смеси позволяет получить продукт, не обладающий фитотоксичностью ($GI=103$). Аналогично при компостировании смеси предварительно сброженных отходов установлено увеличение GI по сравнению с индивидуальными отходами и отсутствие достоверных различий в токсичности по отношению к гидробионтам. Стоит также отметить, что при последовательной переработке отходов конечные продукты в 2–55 раз менее токсичны по отношению к гидробионтам и обладают более выраженными удобрительными свойствами

(в 1,3–7 раз) по сравнению с конечными продуктами компостирования и анаэробного сбраживания.

Таким образом, было установлено, что наиболее эффективно как анаэробной переработке, так и компостированию подвергается смесь отходов ОСВ+ОТС. При этом использование только анаэробной переработки отходов нецелесообразно с точки зрения получения органических удобрений. Поэтому оценка экономической эффективности на следующем этапе исследований проводилась только для следующих вариантов биологической переработки отходов: компостирование ОТС+ОСВ, последовательное сбраживание и компостирование ОТС+ОСВ. Под экономической эффективностью понимали отношение доходов от работы модельного предприятия по переработке отходов к затратам на строительство и содержание данного предприятия. Расчет проводили для модельного предприятия, осуществляющего свою деятельность

в городе-миллионнике (на примере Казани). Предполагали, что данное предприятие оказывает услуги по вывозу и захоронению всех коммунальных отходов города на собственном полигоне ТКО и осуществляет очистку всех сточных вод.

Доходы рассчитывали как сумму непосредственно доходов от оказания услуг и реализации компоста, так и из возможных вариантов снижения затрат.

Как видно из таблицы 3, доходы, получаемые сравниваемыми методами, сопоставимы. При этом большая часть доходов приходится на оказание услуг по переработке отходов. Данные о затратах приведены в таблице 4. При использовании технологии анаэробного сбраживания на первый взгляд, возникает дополнительная статья затрат – строительство биогазовых установок. Однако расчёты показывают, что капитальные затраты при переработке отходов компостированием на 12,5 млн руб. выше капитальных затрат при переработке отходов методом последовательного анаэробного сбраживания и компостирования. Анаэробное сбраживание за 14–15 сут позволяет полу-

чить дигестат, количество которого меньше, чем количество исходного отхода, кроме того, срок компостирования продуктов брожения короче, чем таковой для исходных отходов, что позволяет уменьшить количество ангаров для компостирования и занятую ими площадь.

При использовании последовательной схемы переработки отходов текущие затраты на 2,1 млн руб./год выше, чем при компостировании. Однако итоговые затраты на осуществление процесса компостирования на 11,4 млн руб. выше, чем при последовательной переработке отходов. Для сравнения проектов был рассчитан ряд дополнительных экономических показателей. Установлено, что дисконтированный срок окупаемости проекта равен 5,8 и 6,8 года, внутренняя норма доходности 32 и 29%, а чистая текущая стоимость 95 млн руб. и 73 млн руб. соответственно для последовательного сбраживания и компостирования и компостирования. Данные показатели позволяют отнести оба проекта к прибыльным, и при этом рекомендовать первый способ переработки отходов как более рентабельный.

Таблица 3

Сводная таблица доходов от переработки отходов различными биологическими способами

Способ переработки		Анаэробное сбраживание с последующим компостированием			Компостирование		
Доходы		Стоимость руб./т	Предположительное количество т/год	Итого, млн руб.	Стоимость руб./т	Предположительное количество т/год	Итого, млн руб.
1	Оказание услуг по использованию отходов	–		64,3	–		66
	Отходы 3 класса опасности	1 000	55 000	55,0	1 000	55 000	55
	Отходы 5 класса опасности	100	93 000	9,3	100	110 000	11
2	Оказание услуг по продаже компоста	–		4,5	–		10
	Компост, пригодный для использования	200	10 000	2,0	100	50 000	5
	Компост ненадлежащего качества для рекультивации оврагов	50	50 000	2,5	50	10 000	0,5
3	Снижение экологических платежей	–		30,9	–		31,2
	Размещение отходов 3 класса опасности	535	55 000	29,4	535	55 000	29,4
	Размещение отходов 5 класса опасности	16	93 000	1,5	16	110 000	1,8
4	Снижение затрат на разработку карт полигона	–		0,3	–		0,2
	Количество земли, не разработанной под карты полигона ТКО	96	3 000	0,3	96	2 500	0,2
5	Экономия денежных средств на покупку тепла и электроэнергии	–		1	0	0	0
ИТОГО		101,0 млн руб.			102,9 млн руб.		

Примечание: прочерк (–) использовался в строках таблицы с приведёнными итоговыми суммами по группам, где не представлялось возможным определить размер дохода в руб./т или его количество в т/год.

Таблица 4

Сводная таблица затрат на переработку отходов различными биологическими способами

Способ переработки		Анаэробное сбраживание с последующим компостированием			Компостирование		
Затраты		Стоимость, руб.	Количество	Итого, млн руб.	Стоимость, руб.	Количество	Итого, млн руб.
1	Капитальные (разовые, при строительстве)	–		268,6	–		281,06
1.1	Покупка земельного участка, га	960 000	3,66	3,5	960 000	4,4	4,2
1.2	Биогазовая установка «под ключ», шт.	41 054 926	2	82,1	0		0
1.3	Строительство ангаров, м ²	5 893	22400	132,0	5 928	38 100	225,9
1.4	Спецтехника и дополнительное оборудование	49 500 000	–	49,5	49 500 000	–	49,5
1.5	Проектная и разрешительная документация, компл.	1 500 000	1	1,5	1 500 000	1	1,5
2	Текущие затраты	–		20,3	–		18,2
1.1	Налоги	500 000	–	0,5	250 000	–	0,5
1.2	Экологические платежи	200 000	–	0,2	300 000	–	0,5
1.3	Текущий ремонт и обслуживание техники	5 000 000	–	0,5	5 000 000	–	0,6
1.4	Коммунальные услуги	400 000	–	0,4	1 000 000	–	1,5
1.5	Фонд оплаты труда, чел.	360 000	50	18,0	360 000	40	14,4
1.6	Транспортные расходы, руб./км	30	5 000	0,15	30	5 000	0,18
1.7	Накладные расходы	500 000	–	0,5	500 000	–	0,5
Итого			288,9			300,3	

Примечание: прочерк (–) обозначает невозможность выразить затраты в приведённых единицах измерения.

Выводы

На основе лабораторных исследований показана целесообразность переработки смеси ОСВ+ОТС. При оценке экономической эффективности оптимальным способом переработки смеси ОСВ+ОТС является анаэробное сбраживание с последующим компостированием.

Работа выполнена при поддержке Министерства образования и науки РФ (грант № RFMEFI57814X0089).

Литература

1. Государственный доклад «О состоянии природных ресурсов и об охране окружающей среды Республики Татарстан в 2014 году». 2015. 531 с.
2. Sosnowski P., Wiczorek A., Ledakowicz S. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes // Adv. Environ. Res. 2003. V. 7. № 3. P. 609–616.
3. Chiu S.-F., Chiu J.-Y., Kuo W.-C. Biological stoichiometric analysis of nutrition and ammonia toxicity in thermophilic anaerobic co-digestion of organic substrates under different organic loading rates // Renew. Energy. 2013. V. 57. P. 323–329.

4. Weiland P. Biogas production: current state and perspectives // Appl. Microbiol. Biotechnol. 2010. V. 85. № 4. P. 849–860.

5. Alkanok G., Demirel B., Onay T.T. Determination of biogas generation potential as a renewable energy source from supermarket wastes // Waste Manag. 2014. V. 34. № 1. P. 134–140.

6. Lisboa M.S., Lansing S. Characterizing food waste substrates for co-digestion through biochemical methane potential (BMP) experiments // Waste Manag. 2013. V. 33. № 12. P. 2664–2669.

7. Long J.H., Aziz N.T., de los Reyes III F.L., Ducoste J.J. Anaerobic co-digestion of fat, oil, and grease (FOG): A review of gas production and process limitations // Process Saf. Environ. Prot. 2012. V. 90. № 3. P. 231–245.

8. Vaneeckhaute C., Vaneeckhaute C., Meers E., Michels E., Buysse J., Tack F.M.G. Ecological and economic benefits of the application of bio-based mineral fertilizers in modern agriculture // Biomass and Bioenergy. 2013. V. 49. P. 239–248.

9. Elango D., Pulikesi M., Baskaralingam P., Ramamurthi V., Sivanesan S. Production of biogas from municipal solid waste with domestic sewage // J. Hazard. Mater. 2007. V. 141. № 1. P. 301–304.

10. Borowski S. Co-digestion of the hydromechanically separated organic fraction of municipal solid waste with sewage sludge // J. Environ. Manage. 2015. V. 147. P. 87–94.

11. Epstein E. The Science of Composting – CRC Press Book [Electronic resource]. 1997. URL: <https://www.crcpress.com/The-Science-of-Composting/Epstein/9781566764780> (accessed: 17.08.2015).

12. ГОСТ 26423-85 Методы определения удельной электрической проводимости, рН и плотного остатка водной вытяжки. 1985. 7 с.
13. ГОСТ 28268-89. Почвы. Методы определения влажности, максимальной гигроскопической влажности и влажности устойчивого завядания растений. 2006. 8 с.
14. ISO 14235:1998. Soil quality – Determination of organic carbon by sulfochromic oxidation. 1998. 5 p.
15. ISO 11261:1995. Soil quality – Determination of total nitrogen – Modified Kjeldahl method. 1995. 4 p.
16. ФР.1.39.2003.00923. Методика определения токсичности отходов, почв, осадков сточных вод, сточных, и очищенных сточных, поверхностных, грунтовых и питьевых вод методом биотестирования с использованием равноресничных инфузорий *Paramecium caudatum*. 2003. 20 с.
17. ПНД ФТ 14.1:2.4.12-06 Т 16.1:2.3.3.9-06. Токсикологические методы анализа. Методика определения острой токсичности питьевых, пресных природных и сточных вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по смертности дафний (*Daphnia magna* S.). 1999. 31 с.
18. ISO 11269-2:2012. Soil quality – Determination of the effects of pollutants on soil flora. Part 2: Effects of contaminated soil on the emergence and early growth of higher plants. 2012. 19 p.
19. Zucconi F., Pera A., Forte M., De Bertoldi M. Evaluating toxicity of immature compost [Phytotoxicity]. JG Press, 1981.
20. ISO 16072:2002. Soil quality – Laboratory methods for determination of microbial soil respiration. 2002.
21. Альт-инвест [Электронный ресурс] URL: <http://www.alt-invest.ru/index.php/ru/programmy>
22. Постановление Правительства РФ от 28.08.1992 № 632 (ред. от 26.12.2013) «Об утверждении Порядка определения платы и её предельных размеров за загрязнение окружающей природной среды, размещение отходов, другие виды вредного воздействия». 1992. 4 с.
23. Wang P., Changa C.M., Watson M.E., Dick W.A., Chen Y., Hoitink H.A.J. Maturity indices for composted dairy and pig manures // Soil Biol. Biochem. 2004. V. 36. № 5. P. 767–776.
24. Kapanen A., Itävaara M. Ecotoxicity tests for compost applications. A battery of toxicity tests as indicators of decontamination in composting oily waste // Ecotoxicol. Environ. Saf. 2001. V. 49. P. 1–16.
6. Lisboa M.S., Lansing S. Characterizing food waste substrates for co-digestion through biochemical methane potential (BMP) experiments // Waste Manag. 2013. V. 33. № 12. P. 2664–2669.
7. Long J.H., Aziz N.T., de los Reyes III F.L., Ducoste J.J. Anaerobic co-digestion of fat, oil, and grease (FOG): A review of gas production and process limitations // Process Saf. Environ. Prot. 2012. V. 90. № 3. P. 231–245.
8. Vaneekhaute C. Vaneekhaute C., Meers E., Michels E., Buysse J., Tack F.M.G. Ecological and economic benefits of the application of bio-based mineral fertilizers in modern agriculture // Biomass and Bioenergy. 2013. V. 49. P. 239–248.
9. Elango D., Pulikesi M., Baskaralingam P., Ramamurthi V., Sivanesan S. Production of biogas from municipal solid waste with domestic sewage // J. Hazard. Mater. 2007. V. 141. № 1. P. 301–304.
10. Borowski S. Co-digestion of the hydromechanically separated organic fraction of municipal solid waste with sewage sludge // J. Environ. Manage. 2015. V. 147. P. 87–94.
11. Epstein E. The Science of Composting – CRC Press Book [Electronic resource]. 1997. URL: <https://www.crcpress.com/The-Science-of-Composting/Epstein/9781566764780> (accessed: 17.08.2015).
12. GOST 26423-85. Methods of assessment of conductivity, pH, and the solid residue of the aqueous extract. 1985. 7 p. (in Russian).
13. GOST 28268-89. Soils. Methods of assessing moisture content, the maximum absorbent moisture and stable plants wilting moisture. 2006. 8 p. (in Russian).
14. ISO 14235:1998. Soil quality – Determination of organic carbon by sulfochromic oxidation. 1998. 5 p. (in Russian).
15. ISO 11261:1995. Soil quality – Determination of total nitrogen – Modified Kjeldahl method. 1995. 4 p. (in Russian).
16. ФР.1.39.2003.00923. Methods of assessing toxicity of wastes, soil, sewage sludge, waste water, and of renovated, surface, ground, and drinking water with the biotesting method using holotrichs *Paramecium caudatum*. 2003. 20 p. (in Russian).
17. ПНД Ф 14.1 Т:2.4.12-06 Т:2.3.3.9-06. Toxicological analysis methods. Methods of determining the acute toxicity of drinking water, fresh water and sewage, water extract of soil, sewage sludge and waste judging from mortality of *Daphnia* (*Daphnia magna* S.) 1999. 31 p. (in Russian).
18. ISO 11269-2:2012. Soil quality – Determination of the effects of pollutants on soil flora. Part 2: Effects of contaminated soil on the emergence and early growth of higher plants. 2012. 19 p.
19. Zucconi F., Pera A., Forte M., De Bertoldi M. Evaluating toxicity of immature compost [Phytotoxicity]. JG Press, 1981.
20. ISO 16072:2002. Soil quality – Laboratory methods for determination of microbial soil respiration. 2002.
21. Alt-invest [Electronic resource]. URL: <http://www.alt-invest.ru/index.php/ru/programmy> (in Russian).
22. RF Government Decree of 28.08.1992 N 632 (ed. of 26.12.2013) «On approval of determining fees and its size limits for environmental pollution, waste disposal and other harmful effects». 1992. 4 p. (in Russian).
23. Wang P., Changa C.M., Watson M.E., Dick W.A., Chen Y., Hoitink H.A.J. Maturity indices for composted dairy and pig manures // Soil Biol. Biochem. 2004. V. 36. № 5. P. 767–776.
24. Kapanen A., Itävaara M. Ecotoxicity tests for compost applications. A battery of toxicity tests as indicators of decontamination in composting oily waste // Ecotoxicol. Environ. Saf. 2001. V. 49. P. 1–16.

References