

## УТИЛИЗАЦИЯ И ЗАХОРОНЕНИЕ ОТХОДОВ

УДК 550.42,43;628.4

# ПРОДУКТЫ МЕХАНИКО-БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОБРАБОТКИ ТВЕРДЫХ КОММУНАЛЬНЫХ ОТХОДОВ: СОСТАВ, СРАВНЕНИЕ БИОАКТИВНОСТИ С ЗАХОРОНЕННЫМИ ТКО, ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ

© 2022 г. Т. И. Юганова<sup>1,\*</sup>

<sup>1</sup> Институт геоэкологии им. Е. М. Сергеева РАН, Уланский пер., 13, стр. 2, Москва, 101000 Россия

\*E-mail: tigryu@gmail.com

Поступила в редакцию 18.03.2022 г.

После доработки 21.03.2022 г.

Принята к публикации 28.03.2022 г.

В настоящее время в Европейских странах пытаются избежать прямого захоронения биоразлагаемых отходов, чтобы уменьшить их воздействие на окружающую среду. В последние десятилетия ключевую роль в этом направлении играет механико-биологическая обработка отходов (МБО) посредством аэробного компостирования и/или анаэробного сбраживания. МБО сокращает количество направляемых на полигоны органических отходов благодаря извлечению однородных фракций для использования при рекуперации энергии/материалов и производству биостабилизированного продукта, который оказывает меньшее воздействие на окружающую среду.

Рассмотрен состав и качество стабилизированных отходов (СО), которые значительно варьируют в зависимости от источника сырья, степени разделения исходных отходов, технологии МБО, продолжительности стадии созревания и даже от сезона компостирования. СО сравниваются по уровню биологической стабильности с захороненными на полигоне обычными ТКО разного возраста: при МБО отходы значительно “стареют”. Показано, что в ходе МБО в отходах уменьшается содержание твердого органического углерода, снижается количество алифатических метиленовых групп, уменьшается содержание альдегидов, кетонов, карбоновых кислот и сложных эфиров, увеличивается содержание тяжелых металлов (ТМ), карбоната. На усиление разложения органического материала указывает более высокое содержание в СО твердых гуминовых кислот. Для некоторых ТМ степень гумификации СО положительно коррелирует с растворимостью металла.

**Ключевые слова:** твердые коммунальные отходы, механико-биологическая обработка, стабилизированные отходы, компостирование, органическое вещество, тяжелые металлы, гумификация

DOI: 10.31857/S0869780922030092

## ВВЕДЕНИЕ

Уже более века свалки и полигоны были основным вариантом избавления от твердых коммунальных отходов (ТКО) во многих частях мира. Однако даже управляемое захоронение ТКО может представлять опасность для человека и окружающей среды. Фильтрат, содержащий неорганические и органические загрязнители, может просачиваться в грунтовые воды и загрязнять их, а газы от разложения способствуют глобальному потеплению, если выбрасываются в атмосферу.

В настоящее время в России создается практически новая отрасль производства для управления отходами. Она должна включать территориально рассредоточенную инфраструктуру для индустриального сбора, сортировки, временного хранения, переработки и захоронения или сжигания не утилизируемой части отходов. Задачи нового подхода — сократить направляемый на поли-

гоны объем отходов и уменьшить их негативное воздействие на окружающую среду. Поскольку в России этот подход только начал развиваться, целесообразно обратиться к международному опыту и данным. Согласно общепринятой иерархии ответственного потребления и обращения с отходами, **на первое место ставится принцип снижения образования отходов, затем их вторичное использование и переработка, а затем — сжигание.** В Европейских странах, где мало свободных земель для размещения новых полигонов отходов, метод полигонного захоронения отходов считается наименее предпочтительным вариантом, который следует применять только к остаточным фракциям предыдущих этапов обработки, когда дальнейшее восстановление считается технически и экономически нецелесообразным [15].

ТКО содержат большое количество *органических материалов*, которые, в зависимости от экономики страны и политики обращения с отхода-

ми, могут составлять от 25 до 70% [10]. Признана необходимость избегать прямого захоронения биоразлагаемых отходов, чтобы уменьшить их воздействие на окружающую среду. Такие воздействия, в основном, связаны с выбросами метана и образованием сильно загрязненных фильтратов при окончательном захоронении этих отходов. В ЕС этот принцип был юридически оформлен Директивой о полигонах отходов 1999/31/ЕС [2, 9], которая налагала ограничения на количество биоразлагаемой фракции, размещаемой на полигонах.

В отдельных странах ЕС практика управления отходами, применяемая в настоящее время, существенно различается. Так, Германия, Дания, Нидерланды, Швеция и Бельгия, вывозят на свалки менее 1.4% произведенных ТКО, сжигают более 35% и обрабатывают остальное с помощью различных стратегий (включая механическую или ручную сортировку, компостирование, анаэробное сбраживание и т.д.). Напротив, в большинстве недавних стран-членов ЕС, а также в Испании и Греции захоронение отходов на полигонах по-прежнему является наиболее распространенной стратегией управления отходами (>50%). Государства-члены ЕС, которые широко практикуют рекуперацию материалов (включая компостирование), также сжигают большую часть остаточных отходов [15].

Одним из важнейших методов переработки отходов является их *механико-биологическая обработка* (МБО, *mechanical biological treatment* – MBT). Из двух основных ее продуктов – топливо из отходов и *стабилизированные отходы* (СО, MBT-waste) – последние обычно подлежат захоронению на полигоне из-за относительно высокого содержания некомпостируемых материалов (например, кусочков пластика и стекла) и тяжелых металлов (ТМ) по сравнению с биоотходами, которые можно использовать в сельском хозяйстве [14]. Эти СО отличаются от компоста, произведенного из отдельно собранных органических отходов, который обычно используется в качестве кондиционера почвы для улучшения ее физических и химических свойств и в качестве удобрения, т.е. источника питательных веществ для выращивания сельскохозяйственных культур.

Тем не менее, растет интерес к возможности использования СО, особенно с учетом больших производимых их объемов, для которых хотелось бы избежать захоронения на полигонах. Предполагается, что государства-члены ЕС могут разрешить использование СО, отвечающих определенным требованиям, в качестве компонента в искусственных почвах или на тех земельных участках, которые не предназначены для производства пищевых продуктов и кормов (например, для окончательного покрытия свалок, восстановления ландшафта в старых и заброшенных карье-

рах и шахтах, при устройстве противозумных барьеров, строительстве дорог и т.д.) [10]. В связи с этим оценка экологических характеристик различных видов СО имеет большое значение для увеличения использования материалов путем сохранения качества почв и предотвращения риска для здоровья человека [18] и определения критериев, при которых *отходы перестают быть отходами* [16]. На сегодняшний день такие критерии еще не выпущены на европейском уровне, тогда как в некоторых государствах-членах (например, в Италии и Австрии) имеются собственные правила в отношении требований к СО, пригодным для использования. Эти требования выражаются в терминах общего химического состава (например, общего содержания ТМ), но при этом никаких ограничений по концентрациям в фильтрате не налагается. Однако выщелачивание растворимых компонентов из отходов при контакте с водой, рассматриваемое как основной механизм высвобождения этих компонентов, может привести к потенциальному риску для окружающей среды во время использования или захоронения этих отходов [16].

В последние десятилетия МБО играет ключевую роль в управлении отходами. В основном это связано с тем, что **МБО может предотвращать захоронение или сокращать количество направляемых на полигоны органических отходов благодаря производству биостабилизированного продукта, который при захоронении оказывает меньшее воздействие на окружающую среду.** Обычно предприятие МБО имеет стадию механической предварительной обработки, включающей сортировку, разделение, измельчение, просеивание и отделение пригодных для рециклинга материалов (таких как металлы, стекло или пластмассы). На этой механической стадии образуются два отдельных потока: крупная фракция, которая затем обрабатывается для получения топлива из отходов, и фракция меньшего размера, богатая разлагающимися органическими соединениями. Последняя подвергается биологической обработке с использованием анаэробного или аэробного процесса, чтобы стабилизировать разложение [18, 21].

По всей Европе установки МБО различаются последовательностью этапов процесса и тем, предназначена ли биологическая обработка для получения СО, подлежащих захоронению, или компостируемых материалов, которые можно использовать в сельском хозяйстве [18]. Правила, касающиеся захоронения СО, различаются по Европе. Например, в Германии процессы предварительной обработки отходов лучше разработаны и установлены строгие критерии для захоронения СО. Это гарантирует высокие стандарты по нескольким параметрам, например, содержание общего органического углерода (ООУ) в этих отходах и образование биогаза за 21 сут в анаэробных

условиях. Напротив, в Великобритании установленных стандартов для СО нет. Следовательно, эти отходы, вероятно, будут иметь более низкое качество (меньшую стабильность), чем в Германии [20]. В европейских странах, таких как Швейцария, Австрия, Франция и Италия, в основном используются аэробные системы. Они обычно включают стадию первичной интенсивной обработки (закрытая система с принудительной аэрацией), за которой следует стадия созревания в туннелях для компостирования, с типичным временем выдержки 4 недели для первой стадии и 6–8 недель для второй. Установки МБО, использующие анаэробный процесс, довольно распространены в Испании и Германии. На этих предприятиях мелкая фракция обычно сбраживается с использованием процессов сухой или влажной ферментации (3–4 недели), а дигестат (твердый остаток) обычно обрабатывается в системе туннельного компостирования в течение 3–6 недель [18].

В общем, процессы разложения отходов, идущие бесконтрольно в теле полигона многие десятилетия, сокращаются при МБО до 0.5–6 месяцев [3].

Качество СО может значительно варьировать в зависимости от источника сырья, конфигурации предприятия, процедуры компостирования и продолжительности стадии созревания [10]. Широко признано, что предварительная обработка органической фракции ТКО влияет на поведение этих материалов в окружающей среде с позиций как эмиссии биогаза, так и качества и количества фильтрата [19, 21, 22]. В последние годы было проведено несколько исследований, направленных на оценку основных характеристик СО, таких как физико-химические свойства (например, летучие твердые вещества, общий и растворенный органический углерод, содержание ТМ) и биологические характеристики (например, дыхательная активность, потенциальная эмиссия биометана).

**Задачи настоящего исследования** — охарактеризовать разнообразие состава СО, включая его сезонные колебания на одном предприятии, и состав СО в разных странах Европы при различной МБО; показать влияние продолжительности процесса биостабилизации на качество СО; сравнить СО и захороненные ТКО разного возраста с близкой биологической стабильностью, т.е. оценить “старение” отходов при МБО; сравнить содержание ТМ в различных СО и обычных ТКО и выявить связь растворимости металлов со степенью гумификации обрабатываемых отходов.

#### РАЗНООБРАЗИЕ СОСТАВА СТАБИЛИЗИРОВАННЫХ ОТХОДОВ (СО)

Механически отсортированная органическая фракция ТКО (мелкая фракция) характеризуется

малым размером частиц (обычно <50–80 мм), высоким содержанием органических веществ (содержание летучих твердых веществ может варьировать от 50 до 80% по весу) и высокой влажностью (обычно 40–55% по весу) [10] и должна быть подвергнута биостабилизации перед захоронением [19].

На предприятиях МБО стабилизация осуществляется двумя способами биологической обработки: аэробным компостированием и/или анаэробным сбраживанием. Аэробные системы широко используются (даже если анаэробный процесс имеет преимущества, заключающиеся в сокращении времени обработки и выделения запахов) и иногда могут быть энергетически самоподдерживающимися из-за образования биогаза [10]. После биологической обработки СО могут быть подвергнуты *дополнительной механической* переработке, обычно представляющей собой просеивание до 10–20 мм, которое отделяет крупногабаритную фракцию, состоящую из некомпостируемых материалов (пластмассы, бумагу, стекло), для последующего размещения на полигоне или термической обработки [10].

#### *Сезонные колебания характеристик СО на одном предприятии*

Химические и физические свойства выходного потока СО зависят от нескольких факторов, таких как природа исходных ТКО, тип механической предварительной обработки, конструкция стабилизационной установки, условия эксплуатации, продолжительность биологической обработки и т.д. [10]. Это обуславливает значительное разнообразие состава СО. Даже для одного предприятия МБО он может заметно варьировать. Так, сезонные колебания характеристик СО описаны в работе [18] (табл. 1).

Анализируемый материал представляет собой биологически обработанные отходы, производимые предприятием МБО в Италии, которое принимает ТКО. Биоразлагаемая фракция, выходящая из блока первичного просеивания до 80 мм, направляется в резервуар для биостабилизации. Здесь в течение 28 сут происходит аэробное биоразложение в условиях принудительной аэрации; кроме того, материал ежедневно переворачивается и добавляется вода. Наконец, чтобы отделить неподходящие материалы от фракции меньшего размера, выходящий из стабилизационного бассейна поток просеивается на барабанном сите до 20 мм (установка вторичной обработки). Образцы СО были отобраны в точке разгрузки конвейерной ленты из установки вторичной переработки в течение трех различных кампаний. Эти образцы обозначены СО1 (февраль), СО2 (апрель) и СО3 (ноябрь 2013 г.). В табл. 1 можно видеть заметные вариации содержания многих компонентов в за-

**Таблица 1.** Общий химический состав образцов СО (среднее  $\pm$  стандартное отклонение) [18]

Параметр	СО1, февраль	СО2, апрель	СО3, ноябрь
<i>Макрокомпоненты, г/кг СВ*</i>			
Al	10.6 $\pm$ 2.3	14.2 $\pm$ 0.1	14.1 $\pm$ 0.1
Ca	62.7 $\pm$ 4.9	72.7 $\pm$ 14.5	53.8 $\pm$ 2.0
Fe	9.9 $\pm$ 0.5	9.3 $\pm$ 0.5	8.0 $\pm$ 0.2
K	8.9 $\pm$ 0.6	10.7 $\pm$ 0.1	7.4 $\pm$ 0.3
Mg	4.1 $\pm$ 0.0	3.9 $\pm$ 0.1	4.1 $\pm$ 0.1
Na	5.7 $\pm$ 0.3	7.5 $\pm$ 1.3	5.6 $\pm$ 0.1
<i>Следовые элементы, мг/кг СВ</i>			
Ba	307 $\pm$ 56	383 $\pm$ 32	305 $\pm$ 17
Co	3.3 $\pm$ 0.7	2.4 $\pm$ 0.1	1.6 $\pm$ 0.3
Cr	18.8 $\pm$ 3.9	30.3 $\pm$ 15.2	29.3 $\pm$ 1.3
Cu	154 $\pm$ 6	172 $\pm$ 110	108 $\pm$ 18
Li	3.8 $\pm$ 0.5	5.4 $\pm$ 0.4	5.1 $\pm$ 0.2
Mn	201 $\pm$ 5	212 $\pm$ 9	176 $\pm$ 16
Mo	2.2 $\pm$ 0.1	1.7 $\pm$ 0.1	2.3 $\pm$ 0.1
Ni	17.9 $\pm$ 2.6	15.7 $\pm$ 0.4	24.2 $\pm$ 1.2
Pb	390 $\pm$ 67	350 $\pm$ 120	251 $\pm$ 16
V	18.8 $\pm$ 2.4	21.7 $\pm$ 1.1	18.2 $\pm$ 0.7
Zn	322 $\pm$ 21	370 $\pm$ 7	307 $\pm$ 12
ООУ, % СВ	28.1 $\pm$ 0.1	27.0 $\pm$ 0.5	26.9 $\pm$ 1.3
Летучие твердые вещества, % СВ	56.3 $\pm$ 0.7	54.2 $\pm$ 1.6	53.3 $\pm$ 1.3

\* СВ – вес сухого вещества.

висимости от времени года, например, на 34% (Al), 48% (Co), 50% (Ni), 59% (Cu), 55% (Pb).

#### *Сравнение состава некоторых СО из Великобритании и Германии*

Значительно бóльшим разнообразием отличается состав СО в разных странах. Были изучены два различных вида СО: из Великобритании, обработанные аэробно, и из Германии, прошедшие анаэробную и аэробную обработку [20, 21]. СО из Великобритании были получены на крупномасштабном предприятии по предварительной обработке отходов в Южной Англии. На механической стадии отходы сортировались для извлечения вторсырья. Оставшиеся отходы затем были разделены на более мелкие фракции путем измельчения и просеивания с последующим извлечением черных металлов. После этого отходы компостировались аэробно в принудительно вентилируемых валках с регулярным увлажнением и переворачиванием в полностью закрытых цехах в течение 6 недель. После обработки материал снова просеивался для извлечения любых оставшихся сухих материалов, пригодных к повторному использованию, в результате чего максимальный размер частиц остаточных СО был около 20 мм.

СО Германии были получены из Ганноверского центра обработки отходов. На механической стадии процесса отходы сортировались, измельчались и просеивались, а вторсырье и металлы удалялись. Фракция с высокой теплотворной способностью (в основном непереработанные бумага и пластмассы) была отправлена в качестве топлива из отходов на мусоросжигательный завод. Затем оставшиеся отходы анаэробно обрабатывались в ферментационных танках в течение трех недель. Сброженный материал извлекался и переносился в зону последующей аэробной обработки, где он разлагался дальше в закрытых валках в течение примерно шести недель. Максимальный размер частиц остаточного материала составлял около 60 мм. Эти СО образовывались после более продолжительной (около 9 недель) анаэробной и аэробной биологической обработки сырых ТКО по сравнению с 6-недельной аэробной биологической обработкой отходов из Великобритании. Репрезентативные образцы объемом около 25 кг СО из Великобритании и Германии были приготовлены из валовых выемок методом квартования. Затем эти образцы были вручную отсортированы по различным категориям материалов (табл. 2). Большинство образцов невозможно было идентифицировать визуально.

Об этом свидетельствует доля материала, отнесенного к неидентифицируемой категории, составляющая более 50%. Эта категория представляет собой смесь различных компонентов, которые не могут быть идентифицированы или далее разделены. Стекло (22.8% в СО Великобритании и 24.3% Германии) было вторым наиболее распространенным материалом. Жесткие и гибкие пластмассы вместе составляли около 10% каждого образца СО. Различие между СО двух стран также может быть результатом разной предварительной обработки.

Содержание органической фракции, к которой частично относятся выделенные компоненты в табл. 2 (всего порядка 60%), косвенно характеризуется показателями, представленными в табл. 3. Особенно большое различие получено в потере при прокаливании (23%), что соответствует большему содержанию органических фракций в СО Великобритании.

#### *Разнообразие химического состава СО в странах Европы*

Особый интерес представляет содержание в СО тяжелых металлов. Оно значительно варьирует в различных странах Европы. Поскольку в бытовых отходах имеется множество источников ТМ (например, батарейки, содержащие Ni, Zn и Cd), которые могут проходить через механические сита, предназначенные для удаления не поддающихся биологическому разложению компонентов, существенного снижения уровней ТМ в стабилизированных отходах достигнуть не удается. Действительно, как можно видеть в табл. 4, где показаны данные нескольких исследований о характеристиках СО, содержание меди, свинца, никеля и цинка относительно велико и в отдельных случаях превышает предельные значения, установленные некоторыми европейскими стандартами для захоронения на полигоне [10]. В табл. 4 представлены выходные характеристики только стабилизированного продукта, полученного в результате *аэробной* биологической обработки.

Основной характеристикой для оценки СО является биологическая стабильность, обычно измеряемая индексами дыхания (динамический, DRI, или статический, AT<sub>4</sub>) и анаэробным индексом (производство биогаза, BP<sub>21</sub>). Показатели дыхания описывают количество органического вещества, легкодоступного для биоразложения в аэробных условиях, через количество кислорода, потребляемого микроорганизмами. AT<sub>4</sub> определяет совокупное потребление кислорода в течение 4 сут [3, 4], тогда как DRI измеряет абсолютные максимальные значения потребления кислорода. Анаэробный индекс BP<sub>21</sub> измеряет остаточный потенциал производства биогаза из

**Таблица 2.** Компоненты СО (в процентах от сухой массы) [20, 21]

Компонент	Содержание, % СВ	
	СО Великобритании	СО Германии
Бумага	0.43	0.18
Гибкая пластмасса	4.57	2.4
Жесткая пластмасса	6.27	5.91
Древесина	1.57	3.22
Текстиль	1.33	0.63
Резина	0.18	0.25
Кости	0.27	0.37
Металлы	0.49	1.49
Керамика	2.29	4.25
Камни	1.73	3.17
Стекло	22.77	24.36
Неидентифицируемые >5мм	28.95	26.75
Неидентифицируемые <5 мм	29.15	27.02
Всего	100.00	100.00

Выделены компоненты, которые отчасти можно отнести к органическим отходам.

**Таблица 3.** Данные элементного анализа и анализа волокон СО [21]

Химический анализ	Содержание, % СВ	
	СО Великобритании	СО Германии
Целлюлоза, % СВ	10.24	7.96
Гемицеллюлозы, % СВ	4.54	3.91
Лигнин, % СВ	12.63	13.01
Отношение (С + Н)/L*	1.17	0.91
Общий углерод, % СВ	22.68	19.85
Общий азот, % СВ	1.81	1.52
Потеря при прокаливании, % СВ	42.91	34.84

\* С – целлюлоза, Н – гемицеллюлозы, L – лигнин.

предварительно обработанных отходов в анаэробных условиях за 21 сут (или 90 сут). В общем, отходы считаются биологически стабильными, если DRI ниже 1000 мг O<sub>2</sub>/кг летучих твердых веществ (ЛТ)/ч (согласно нормативам Италии и ЕС), AT<sub>4</sub> ниже 5 или 7 мг O<sub>2</sub>/г СВ (Германия или ЕС соответственно), BP<sub>21</sub> ниже 20 н.л./кг СВ (Германия и Австрия) [3, 10]. Как видно в табл. 4, некоторые данные этих индексов превышают нормативные предельные значения.

Таблица 4. Характеристики и европейские стандарты качества СО [10]

Параметр	Единица	Различные источники										Стандарты качества					
												ЕС	Германия	Австрия			
Размер частиц	мм																
Время обработки	неделя																
Содержание влаги	% вл. вес																
ЛТ <sup>а</sup>	% СВ																
ООУ <sup>б</sup>	% СВ																
РОУ <sup>в</sup>	г С/л																
АТ <sub>4</sub> <sup>г</sup>	мг О <sub>2</sub> /г СВ																
DR1 <sup>д</sup>	мг О <sub>2</sub> /кг ЛТ/ч																
ВР <sub>21</sub> <sup>е</sup>	н.л*/кг СВ																
Сурьма	мг/кг																
Мышьяк	мг/кг																
Кадмий	мг/кг																
Хром	мг/кг																
Кобальт	мг/кг																
Мель	мг/кг																
Свинец	мг/кг																
Марганец	мг/кг																
Ртуть	мг/кг																
Никель	мг/кг																
Талий	мг/кг																
Ванадий	мг/кг																
Цинк	мг/кг																

<sup>а</sup> ЛТ – летучие твердые вещества; <sup>б</sup> ООУ – общий органический углерод; <sup>в</sup> РОУ – растворенный органический углерод; <sup>г</sup> АТ<sub>4</sub> – статический индекс дыхания; <sup>д</sup> DR1 – динамический индекс дыхания; <sup>е</sup> ВР<sub>21</sub> – биогазовый потенциал; <sup>ж</sup> н.л. – нормальный литр. Выделены значения, превышающие хотя бы один из указанных стандартов качества (АТ<sub>4</sub>, DR1 или ВР<sub>21</sub>).

**Таблица 5.** Происхождение, обработка и конечное обращение с СО [22]

Образец	М1, Германия	М2, Швеция
Содержание	Остаточная фракция ТКО	Остаточная фракция ТКО, компост садовых отходов, обезвоженный ОСВ
Обработка	Сортировка, просеивание, туннельное компостирование	Сортировка, перемешивание, компостирование в штабелях
Конечное обращение	Захоронение на полигоне	Использование в качестве покровного материала для полигона отходов или захоронение на полигоне

**Таблица 6.** Химический состав (по СВ) в необработанных и обработанных образцов отходов [22]

Параметр	Единица	М1, Германия				М2, Швеция		
		Исходный	2 недели	6 недель	9 недель	Исходный	24 недели	In L <sup>д</sup>
pH	—	5.5	6.9	7.9	7.5	н.о.	7.3	н.о. <sup>е</sup>
AT <sub>4</sub>	мг O <sub>2</sub> /г	79.4	39.0	6.3	4.1	4.6	0.5	3.3
BP <sub>21</sub>	н.л/кг	248.4	187.6	17.8	6.5	<г	<	<
ООУ	г/кг	185.5	196.1	126.5	115.1	143.5	71.9	н.о.
LoI <sup>а</sup>	%	42.6	44.4	28.0	25.6	30.1	22.7	н.о.
ГК <sup>б</sup>	г/кг	14.0	7.0	19.0	15.0	22.0	25.0	25.0
ГК <sup>в</sup>	г/кг	10.0	15.0	17.0	20.0	23.0	27.0	28.0
N	г/кг	9.9	10.0	8.4	7.8	8.6	6.8	н.о.
C/N	—	18.7	19.6	15.1	14.8	16.7	10.6	—
Cd	мг/кг	1.4	11.7	13.2	11.7	0.8	0.9	0.8
Cr	мг/кг	708.8	823.7	842.3	847.1	843.2	1007.3	1042.3
Cu	мг/кг	472.2	1848.2	1232.3	697.9	158.6	342.0	292.9
Ni	мг/кг	330.6	441.9	458.2	467.0	347.3	413.5	549.7
Pb	мг/кг	288.5	401.5	281.2	336.3	193.0	197.4	496.1
Zn	мг/кг	586.9	915.7	1055.3	1560.9	1006.7	595.4	797.8

<sup>а</sup> Потеря при прокаливании; <sup>б</sup> Гуминовые кислоты по методу HA1; <sup>в</sup> Гуминовые кислоты по методу HS2; <sup>г</sup> Ниже предела обнаружения; <sup>д</sup> Начальный образец, выщелоченный при отношении жидкой и твердых фаз (L/S) 10 л/кг; <sup>е</sup> Не определено.

### *Состав СО из Германии и Швеции при различной МБО*

Два вида СО из Германии и Швеции с различными происхождением и окончательной обработкой рассмотрены в работе [22] (табл. 5). СО были выбраны так, чтобы представлять типы отходов со свойствами, типичными для их обработки и конечного назначения: низкое содержание горючих материалов, относительно низкое содержание органического углерода (<20%), для захоронения или повторного использования в качестве покровного материала.

Химический состав исходных образцов ТКО и его изменение в ходе МБО представлены в табл. 6. Металлы, проанализированные в этой работе (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb и Zn), выбраны по двум причинам: 1) для них существуют предельные значения выщелачивания в соответствии с критериями

приемлемости для полигонов отходов ЕС; 2) эти металлы и их взаимодействие с органическим веществом были исследованы ранее (см. обзоры [5, 13]).

Уменьшение ООУ и AT<sub>4</sub> в результате обработки обоих материалов сопровождается повышением степени деградации и стабильности. ООУ снижается на 38 и 50% по сравнению с исходными материалами М1 и М2 соответственно. AT<sub>4</sub> уменьшается на 95 и 90% соответственно. На усиление разложения органического материала указывает более высокое содержание твердых гуминовых кислот (ГК), связанное с длительным временем обработки, как для М1, так и для М2. Из-за содержания в М2 предварительно сброженного ОСВ и компоста ожидалась более низкая степень его разложения. Разложение органического вещества до диоксида углерода приводит к потере материала, на что указывает уменьшение потери

при прокаливании (LoI) до и после аэробной обработки материалов. Следовательно, можно ожидать увеличения содержания ТМ, поскольку исследуемые металлы не улетучиваются при температурах, преобладающих во время биообработки (50–70°C) [22]. Повышение содержания ТМ в компостированных отходах наблюдалось и ранее [8]. Снижение содержания меди в твердой фазе в ходе компостирования можно объяснить ее частичным переходом в растворимые органические комплексы.

Результаты инфракрасной спектроскопии с преобразованием Фурье (FT-IR) образцов М1 и М2 в [22] указывают на относительное уменьшение алифатических метиленовых групп в органическом веществе, на уменьшение содержания альдегидов, кетонов, карбоновых кислот и сложных эфиров, увеличение карбоната. Это очевидно для М1, но не для М2. Тем не менее, результаты ИК-Фурье спектроскопии означают разложение органического вещества и повышенную минерализацию [22].

#### ВЛИЯНИЕ ПРОДОЛЖИТЕЛЬНОСТИ ПРОЦЕССА БИОСТАБИЛИЗАЦИИ НА КАЧЕСТВО СО

Влияние продолжительности процесса биостабилизации подчеркивается в двух исследованиях. Первое [11] показало, что дополнительный процесс созревания после 28-суточной стабилизационной обработки улучшил качество продукта, который продемонстрировал гораздо более высокую биологическую стабильность. Кроме того, в конце созревания пост-обработки высвобождение металлов (Co, Cr, Cu, Ni, Pb и Zn) из отходов значительно снизилось по сравнению с продуктом 4-недельного процесса биостабилизации. Это, по мнению авторов [15], также означает, что металлы в основном связаны с твердым органическим веществом (хотя одной из причин может быть формирование осадков восстановленных форм металлов). Поэтому предлагается расширить и оптимизировать биологическую обработку, применяемую на предприятиях МБО, с целью возможного использования выходного продукта вместо его захоронения [11].

Второе исследование [12] подтвердило, что после 4 недель процесса стабилизации полученные отходы не были биологически стабильными, демонстрируя динамический индекс дыхания DRI значительно выше принятого в ЕС порога стабильности в 1000 мг O<sub>2</sub>/кг ЛТ/ч. Содержание металлов (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) соответствовало требованиям для использования, но выщелачивание этих элементов было довольно высоким и не соответствовало нормативным ограничениям, принятым в Италии для рекуперации отходов. Чтобы улучшить качество этих СО, также предла-

гается изменить рабочие условия биологического процесса, например, содержание влаги в материале: выходной материал имел влажность 19.7%, что значительно ниже рекомендованного содержания для оптимизации аэробного биоразложения (40%). Исследование также показало, что для улучшения качества продукта фракции с размером частиц более 10 мм, которые имеют высокое содержание примесей и ТМ, должны быть отделены. Более мелкая фракция (<10 мм) после эффективной биостабилизации потенциально может быть использована в мероприятиях по ремедиации окружающей среды. Более крупные фракции (>10 мм) могут быть направлены на предприятия по переработке отходов в энергию, учитывая значительное содержание в них материалов с высокой теплотворной способностью и соответствие требованиям к твердому восстановленному топливу.

#### СРАВНЕНИЕ СО И ЗАХОРОНЕННЫХ ТКО РАЗНОГО ВОЗРАСТА С БЛИЗКОЙ БИОЛОГИЧЕСКОЙ СТАБИЛЬНОСТЬЮ

Можно сопоставить представленные в табл. 4 данные о составе СО с результатами сравнительного анализа возраста обычных ТКО, захороненных на полигоне, и их показателя дыхательной активности микроорганизмов АТ<sub>4</sub>, т.е. уровня биологической стабильности. Такой анализ был проведен для 25 образцов отходов, отобранных в период 2013–2014 гг. на трех объектах захоронения ТКО Пермского края. На каждом объекте образцы отбирались в нескольких точках с разных глубин, причем был приблизительно известен возраст отходов в каждой точке. В табл. 7, модифицированной из [3], результаты упорядочены по возрасту и АТ<sub>4</sub> (уровень биологической стабильности не коррелирует с глубиной).

Из трех образцов СО в табл. 4, для которых приводятся данные по АТ<sub>4</sub>, СО [17] и [6], три имеют эти значения (16 и 11.6 мг O<sub>2</sub>/г СВ) значительно выше пороговых (5 или 7 мг O<sub>2</sub>/г СВ) и приблизительно соответствуют возрасту отходов 1–4 года и 2–6 лет, тогда как СО из [22] имеют АТ<sub>4</sub> = 4.1 мг O<sub>2</sub>/г СВ ниже пороговых значений и соответствующего возрасту отходов более 10 лет.

При этом авторы [17] (АТ<sub>4</sub> = 16 O<sub>2</sub>/г СВ) признают, что средние характеристики их СО объяснялись упрощенной механической обработкой (только грубое измельчение без рекуперации материалов), неоптимальным биологическим процессом, а также характеристиками поступающих отходов. Большой размер частиц обрабатываемых отходов и высокое содержание медленно биоразлагаемых материалов (таких как бумага и картон) препятствовали биологической стабилизации отходов. Авторы [6] (АТ<sub>4</sub> = 11.6 O<sub>2</sub>/г СВ) признают,



Таблица 7. Результаты определения свойств отходов (по [3])

Точка отprobования	Глубина	Возраст образца	АТ <sub>4</sub>	рН	Зольность	Органическое вещество
№	м	лет	мг О <sub>2</sub> /г СВ		%	%
<i>Полигон г. Краснокамска</i>						
1	3.5–4.0	1–2	17.2	7.6	52.8	47.2
1	2.5–3.0	1–2	19.0	7.0	54.8	45.2
1	5.5–6.5	1–2	23.2	7.4	46.3	53.7
2	2.5–3.0	2–3	7.0	8.1	44.6	55.4
2	1.0–1.5	2–3	9.6	7.9	73.9	26.1
2	5.5–6.5	2–3	12.3	8.5	44.1	55.9
<i>Свалка г. Кунгура</i>						
3	4.0–4.5	2–4	6.5	7.8	66.9	33.1
3	2.0–2.5	2–4	8.3	7.9	36.9	63.1
3	3.0–3.5	2–4	8.4	7.9	37.6	62.5
3	1.0–1.5	2–4	16.8	7.6	27.0	73.0
4	4.0–4.5	3–6	5.8	7.6	55.5	44.5
4	3.0–3.5	3–6	8.8	7.7	44.4	55.7
4	1.0–1.5	3–6	9.5	7.9	42.7	57.3
4	2.0–2.5	3–6	9.8	7.7	44.9	55.1
1	1.0–1.5	10–12	0.2	7.9	86.6	13.4
2	0.5–1.0	10–12	0.4	7.8	76.3	23.7
1	0.5–1.0	10–12	0.9	7.6	82.7	17.3
2	1.0–1.5	10–12	2.7	7.5	89.2	10.8
<i>Свалка “Гольй Мыс”</i>						
2	1.2–1.8	>30	0.3	7.7	80.9	19.1
2	5.2–5.8	>30	0.3	7.8	70.8	29.2
1	1.2–1.8	>30	0.6	7.7	88.8	11.2
2	3.2–3.8	>30	0.7	7.7	76.3	23.7
1	2.2–2.8	>30	0.9	7.8	86.9	13.2
1	4.2–4.8	>30	1.0	7.7	87.8	12.3
2	4.2–4.8	>30	2.8	7.6	63.6	36.4

что индексы стабилизации после МБО оставались выше, чем рекомендовано немецкими или австрийскими правилами для захоронения. Баланс массы, выполненный на каждом этапе технологической линии, показал, что некоторые этапы нуждаются в улучшении (особенно операции механической сортировки), поскольку несколько фракций отходов, содержащих потенциально биоразлагаемые вещества, были захоронены с очень незначительной биологической обработкой или без нее.

При попытке определить “возраст” образцов СО в табл. 6 по табл. 7 на основе АТ<sub>4</sub>, был получен сравнительный возраст для образца М1 6-недельной обработки – 3–6 лет; 9-недельной обра-

ботки – 6–10 лет. Это еще раз иллюстрирует степень “старения” отходов в ходе МБО.

## ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ

### *Сравнение содержания тяжелых металлов в различных СО и в обычных ТКО*

Общее содержание ТМ в образцах различных СО представлено в табл. 8 [8]. Образцы СО из органических домашних отходов (т.е. органических отходов, собранных отдельно) обозначены NT, SB и SS. Образцы S<sub>0</sub> и W<sub>0</sub> были отобраны из обычных ТКО в начале летнего и зимнего компостирования соответственно, в конце компостирования были получены образцы СО: S и W соответственно.

**Таблица 8.** Общее содержание ТМ и стандартное отклонение ( $\pm$ ) в образцах СО и ТКО [8]

Образец	Cu	Zn	Pb	Cr	Ni	Cd
	мг/кг СВ					
NT	118 $\pm$ 6	351 $\pm$ 5	79 $\pm$ 2	38 $\pm$ 3	24 $\pm$ 3	1.5 $\pm$ 0.1
SB	140 $\pm$ 4	410 $\pm$ 12	80 $\pm$ 2	89 $\pm$ 5	32 $\pm$ 4	2.6 $\pm$ 0.1
SS	69 $\pm$ 2	313 $\pm$ 2	82 $\pm$ 21	24 $\pm$ 4	22 $\pm$ 0	0.7 $\pm$ 0.0
S <sub>0</sub>	183 $\pm$ 9	626 $\pm$ 16	150 $\pm$ 3	56 $\pm$ 7	23 $\pm$ 2	1.4 $\pm$ 0.2
S	737 $\pm$ 99	1037 $\pm$ 63	981 $\pm$ 16	162 $\pm$ 4	196 $\pm$ 5	6.7 $\pm$ 0.5
W <sub>0</sub>	336 $\pm$ 77	555 $\pm$ 85	272 $\pm$ 36	47 $\pm$ 4	23 $\pm$ 2	0.6 $\pm$ 0.1
W	399 $\pm$ 16	981 $\pm$ 31	287 $\pm$ 9	69 $\pm$ 5	47 $\pm$ 2	3.0 $\pm$ 0.1
Официальные пределы в Италии	<600	<2 500	<500	<500	<200	<10

Образцы NT, SB и SS показали более низкие значения для ТМ (во всех случаях ниже предела, установленного правилами качества компоста в Италии), часто на несколько порядков меньше, чем найденные для образцов S и W.

Общее содержание ТМ во всех образцах СО в конце периода стабилизации было выше, чем в образцах ТКО, отобранных в начале компостирования. В частности, увеличение было очень большим в образце СО, стабилизированном летом (S по сравнению с S<sub>0</sub>), и колебалось от примерно 200% для Zn до примерно 800% для Ni. Общее содержание Cu и Pb превышало официальные пределы, установленные в Италии для компоста. Увеличение содержания ТМ в конечных образцах СО можно объяснить: а) потерями органического углерода, особенно в виде CO<sub>2</sub>, во время стабилизации (минерализация органического вещества) и б) тем фактом, что некоторые из ТМ, которые в начале процесса компостирования не содержались в органической фракции, могли включиться в нее к концу процесса компостирования. Следует отметить, что во время компостирования, примерно после 20 сут стабилизации ОВ, бурты компоста, из которых были отобраны эти образцы, прошли первую “очистку” от стекла, инертных и черных металлов и пластмасс. Очищенные таким образом материалы измельчались и смешивались, и на этом этапе некоторые из мельчайших частиц инертных материалов, например, стекла и пластмасс, могли включиться в органическую фракцию. Действительно, значительное увеличение общего содержания ТМ было обнаружено для всех образцов этих компостов сразу после “очистки”, тогда как в течение оставшейся части периода компостирования содержание ТМ увеличилось лишь незначительно [8].

#### *Степень гумификации СО и растворимость металлов*

Несмотря на меньший объем по сравнению с необработанными отходами, вызывают озабоченность показатели остаточных биологически разлагаемых материалов, измеряемые как растворенный органический углерод (РОУ) или биологическое потребление кислорода (БПК), соединения азота и ТМ [13]. Было показано, что компостирование увеличивает содержание гумусовых веществ в биоразлагаемых отходах [22].

В работе [8] также определялась степень гумификации (ДН) для образцов летнего и зимнего компоста (см. табл. 8), отобранных через определенные промежутки времени (0, 7, 14, 21 и 55 сут) во время стабилизации органического вещества. ДН – параметр, используемый для изучения корреляции между растворимостью ТМ и гумусовых веществ, присутствующих в компосте, определяется следующим соотношением:

$$ДН\% = [(ГК + ФК)/ОЭУ] \times 100,$$

где величина (ГК + ФК) представляет присутствующие гумифицированные соединения, а ОЭУ – общий экстрагированный углерод.

Взаимосвязь между продолжительностью стабилизации (т.е. количеством суток компостирования) и степенью гумификации летнего и зимнего компоста показана в табл. 9.

Линейный регрессионный анализ зависимости растворимых ТМ от ДН выявил существенные различия между металлами. Значения коэффициента корреляции (*r*) для каждого ТМ для летнего и зимнего компостирования приведены в табл. 10. Высокие значения коэффициента корреляции, как правило, означают, что растворимость металла увеличивается во время процесса компостирования. Для каждого из ТМ тенденции растворимости во время летнего и зимнего компостирования были близки, но обнаружились некоторые различия. Оказалось, что количество растворимого Zn сильно коррелирует с ДН как в

**Таблица 9.** Степень гумификации (ДН) в образцах ТКО и СО, стабилизированных во время летнего ( $S_0 - S$ ) и зимнего ( $W_0 - W$ ) компостирования [8]

Образец	Продолжительность стабилизации, сут	Степень гумификации, ДН%
$S_0$	0	45.1
$S_7$	7	50.6
$S_{14}$	14	53.3
$S_{21}$	21	55.9
$S$	55	57.6
$W_0$	0	43.0
$W_7$	7	51.1
$W_{14}$	14	55.7
$W_{21}$	21	57.8
$W$	55	59.5

**Таблица 10.** Коэффициент корреляции растворимости ТМ в зависимости от ДН [8]

Cu	Zn	Pb	Cr	Ni	Cd
<i>Летний компост (55 сут компостирования)</i>					
0.31	0.73**	0.06	-0.14	0.49	0.00
<i>Зимний компост (55 сут компостирования)</i>					
0.46	0.70**	0.73**	-0.87**	0.86**	-0.56*

\*\* Значимо при  $P = 0.01$ ; \* Значимо при  $P = 0.05$ .

летних, так и в зимних компостах. Для остальных элементов корреляция между ТМ и ДН была незначимой или отсутствовала для летнего компостирования, но была высокой в зимнем компосте для Cr, Ni, Pb и Zn. Что касается Cr, то коэффициент корреляции был высоким (и отрицательным) только для водорастворимого Cr в зимнем компосте. Cr, по-видимому, имеет тенденцию переходить в нерастворимую форму в ходе компостирования и, таким образом, снижать растворимость.

Отметим, что в обычных захороненных ТКО процесс гумификации может продолжаться сотни и даже тысячи лет [1, 7].

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В настоящее время в Европе предпринимаются попытки избежать прямого захоронения биоразлагаемых отходов в целях уменьшения их воздействий на окружающую среду. Такие воздействия, в частности, связаны с образованием сильно загрязненных фильтратов при окончательном захоронении этих отходов. В последние десятилетия значительную роль в управлении отходами играет

механико-биологическая обработка отходов (МБО) посредством аэробного компостирования и/или анаэробного сбраживания. В основном это связано со способностью МБО предотвращать захоронение или сокращать количество направляемых на полигоны органических отходов благодаря извлечению однородных фракций для использования при рекуперации энергии/материалов и производству биостабилизированного продукта (СО), который оказывает меньшее воздействие на окружающую среду.

Состав и качество СО, в первую очередь степень стабилизации, значительно варьируют в зависимости от источника сырья, степени разделения исходных отходов, технологии МБО, продолжительности стадии созревания и даже от сезона компостирования. СО можно сравнить по уровню биологической стабильности с захороненными на полигоне обычными ТКО разного возраста: по мере биологической обработки отходы “стареют”. Хорошо подготовленные СО соответствуют возрасту отходов на полигоне порядка 10 лет.

На примере изученных СО из Германии и Швеции показано, что в ходе МБО в отходах уменьшается содержание твердого общего органического углерода (ООУ). Снижается количество алифатических метиленовых групп, уменьшается содержание альдегидов, кетонов, карбоновых кислот и сложных эфиров, увеличивается содержание тяжелых металлов (ТМ), карбоната. На усиление разложения органического материала указывает более высокое содержание в СО твердых гуминовых кислот (ГК).

На примере СО из Италии показано, что для некоторых ТМ степень гумификации СО положительно коррелирует с растворимостью металла.

Следует отметить, что ключевым вопросом для оценки долгосрочного воздействия в случае использования или захоронения СО является состав фильтрата. Это предмет дальнейших исследований.

*Автор благодарит к.х.н. В.С. Путилину за внимание к работе и полезные замечания.*

*Статья подготовлена в рамках выполнения государственного задания ИГЭ РАН по теме НИР № г.р. 122022400104-2 “Техногенез и природа: геоэкологические проблемы” и при финансовой поддержке гранта РФФИ № 20-05-00574.*

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Глушанкова И.С. Моделирование состава фильтрационных вод санитарных полигонов захоронения твердых бытовых отходов // Геоэкология. 2004. № 4. С. 334–341.
2. Директива Совета Европейского Союза 1999/31/ЕС от 26 апреля 1999 г. по полигонам захо-

- ронения отходов. 2018. 27 с. URL: <http://base.garant.ru/2563786/> (дата обращения 10.03.2022).
3. *Загорская Ю.М.* Оценка степени биологической стабильности отходов по показателю дыхательной активности микроорганизмов // Вестник ПНИПУ. Прикладная экология. Урбанистика. 2014. № 2. С. 131–143.
  4. *Adani F., Confalonieri R., Tambone F.* Dynamic respiration index as a descriptor of the biological stability of organic wastes // *Journal of Environmental Quality*. 2004. V. 33. № 5. P. 1866–1876.
  5. *Baun D.L., Christensen T.H.* 2004. Speciation of heavy metals in landfill leachate: a review // *Waste Management & Research*. 2004. V. 22. № 1. P. 3–23.
  6. *Bayard R., de Araújo Morais J., Ducom G., Achour F., et al.* Assessment of the effectiveness of an industrial unit of mechanical-biological treatment of municipal solid waste // *J. of Hazardous Materials*. 2010. V. 175. № 1–3. P. 23–32.
  7. *Calace N., Massimiani A., Petronio B.M., Pietroletti M.* Municipal landfill leachate-soil interactions: a kinetic approach // *Chemosphere*. 2001. V. 44. № 5. P. 1025–1031.
  8. *Ciavatta C., Govi M., Simoni A., Sequi P.* Evaluation of heavy metals during stabilization of organic matter in compost produced with municipal solid wastes // *Bioresource Technology*. 1993. V. 43. № 2. P. 147–153.
  9. Council directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste. 19 pp. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=OJ:L:1999:182:FULL&from=EN> (дата обращения 10.03.2022)
  10. *Di Lonardo M.C., Lombardi F., Gavasci R.* Characterization of MBT plants input and outputs: a review // *Reviews in Environmental Science & Bio/Technology*. 2012. V. 11. № 4. P. 353–363.
  11. *Di Lonardo M. C., Binner E., Lombardi F.* Influence assessment of a lab-scale ripening process on the quality of mechanically-biologically treated MSW for possible recovery // *Waste Management*. 2015. V. 43. P. 50–60.
  12. *Di Lonardo M. C., Lombardi F., Gavasci R.* Quality evaluation and improvement of mechanically–biologically treated municipal solid waste in view of a possible recovery // *Int. J. of Environmental Science & Technology*. 2015. V. 12. № 10. P. 3243–3254.
  13. *Kjeldsen P., Barlaz M.A., Rooker A.P., Baun A., et al.* Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A Review // *Critical Reviews in Environmental Science & Technology*. 2002. V. 32. № 4. P. 297–336.
  14. *Lieto A., Verginelli I., Zingaretti D., Lombardi F.* Total organic carbon as a proxy for metal release from biostabilized wastes // *Environmental Science & Pollution Research International*. 2020. 11 pp. URL: <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs11356-020-09960-1> (дата обращения 10.03.2022).
  15. *Lombardi F., Costa G., Sirini P.* Analysis of the role of the sanitary landfill in waste management strategies based upon a review of lab leaching tests and new tools to evaluate leachate production // *Revista Ambiente & Água*. 2017. V. 12. № 4. 13 pp.
  16. *Lombardi F., Di Lonardo M.C., Lieto A., Sirini P.* Investigating the leaching properties of MBT wastes and composts from aerobic/anaerobic processes // *Revista Ambiente & Água*. 2018. V. 13. № 1. 14 pp.
  17. *Lornage R., Redon E., Lagier T., Hébé I., Carré J.* Performance of a low cost MBT prior to landfilling: study of the biological treatment of size reduced MSW without mechanical sorting // *Waste Management*. 2007. V. 27. № 12. P. 1755–1764.
  18. *Pantini S., Verginelli I., Lombardi F.* Analysis and modeling of metals release from MBT wastes through batch and up-flow column tests // *Waste Management*. 2015. V. 38. P. 22–32.
  19. *Robinson H.D., Knox K., Bone B.D., Picken A.* Leachate quality from landfilled MBT waste // *Waste Management*. 2005. V. 25. № 4. P. 383–391.
  20. *Siddiqui A.A., Richards D.J., Powrie W.* Investigations into the landfill behaviour of pretreated wastes // *Waste Management*. 2012. V. 32. № 7. P. 1420–1426.
  21. *Siddiqui A.A., Richards D.J., Powrie W.* Biodegradation and flushing of MBT wastes // *Waste Management*. 2013. V. 33. № 11. P. 2257–2266.
  22. *van Praagh M., Heerenklage J., Smidt E., Modin H., et al.* Potential emissions from two mechanically-biologically pretreated (MBT) wastes // *Waste Management*. 2009. V. 29. № 2. P. 859–868.

## PRODUCTS OF MECHANICAL-BIOLOGICAL TREATMENT OF MUNICIPAL SOLID WASTE: COMPOSITION, COMPARISON OF BIOACTIVITY WITH BURIED MSW, AND HEAVY METALS

T. I. Yuganova<sup>a,#</sup>

<sup>a</sup> *Sergeev Institute of Environmental Geoscience, Russian Academy of Sciences, Ulanskii per., 13, str. 2, Moscow, 101000 Russia*  
<sup>#</sup>*E-mail: tigryu@gmail.com*

Currently, European countries are trying to avoid the direct disposal of biodegradable waste in order to reduce their impact on the environment. In recent decades, a key role in waste management is played by mechanical and biological waste treatment (MBT) through aerobic composting and/or anaerobic digestion. MBT reduces the amount of organic waste sent to landfills by recovering homogeneous fractions for use in energy/material recovery and the production of a bio-stabilized product (stabilized organic waste – SOW) that has a lower environmental impact.

The composition and quality of SOW are considered, which vary significantly depending on the source of raw materials, the degree of separation of the initial waste, the MBT technology, the duration of the maturation stage, and even the composting season. SOW is compared in terms of the level of biological stability with ordinary MSW of different ages buried at a landfill: with MBT, wastes “age” significantly. It is shown that the content of solid organic carbon in the waste decreases during MBT. The amount of aliphatic methylene groups decreases, the content of aldehydes, ketones, carboxylic acids and esters decreases, the content of heavy metals (HM) and carbonate increases. An increase in the decomposition of organic material is indicated by a higher content of solid humic acids in the SOW. For some HMs, the degree of SOW humification positively correlates with metal solubility.

**Keywords:** municipal solid waste, mechanical-biological treatment, stabilized waste, composting, organic matter, heavy metals, humification

## REFERENCES

1. Glushankova, I.S. *Modelirovanie sostava fil'tratsionnykh vod sanitarnykh poligonov zakhroneniya tverdykh bytovykh otkhodov* [Modeling the composition of seepage water of sanitary disposal sites for solid wastes]. *Geoekologiya*, 2004, no. 4, pp. 334–341. (in Russian)
2. *Direktiva Soveta Evropeiskogo Soyuz 1999/31/ES ot 26 aprelya 1999 g. po poligonam zakhroneniya otkhodov* [Council directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste]. 2018, 27 pp. Available at: URL: <http://base.garant.ru/2563786/> (accessed 10.03.2022). (in Russian)
3. Zagorskaya, Yu.M. *Otsenka stepeni biologicheskoi stabil'nosti otkhodov po pokazatelyu dykhatel'noi aktivnosti mikroorganizmov* [Assessment of biological stability in waste of the respiratory activity of the microorganisms]. *Vestnik PNIPU. Prikladnaya ekologiya. Urbanistika*. 2014, no. 2, pp. 131–143. (in Russian)
4. Adani, F., Confalonieri, R., Tambone, F. Dynamic respiration index as a descriptor of the biological stability of organic wastes. *Journal of Environmental Quality*, 2004, vol. 33, no. 5, pp. 1866–1876.
5. Baun, D.L., Christensen, T.H. Speciation of heavy metals in landfill leachate: a review. *Waste Management & Research*, 2004, vol. 22, no. 1, pp. 3–23.
6. Bayard, R., de Araújo Morais, J., Ducom, G., Achour, F., Rouez, M., Gourdon, R. Assessment of the effectiveness of an industrial unit of mechanical-biological treatment of municipal solid waste. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, vol. 175, no. 3, pp. 23–32.
7. Calace, N., Massimiani, A., Petronio, B.M., Pietroletti, M. Municipal landfill leachate-soil interactions: a kinetic approach. *Chemosphere*, 2001, vol. 44, no. 5, pp. 1025–1031.
8. Ciavatta, C., Govi, M., Simoni, A., Sequi, P. Evaluation of heavy metals during stabilization of organic matter in compost produced with municipal solid wastes. *Bioresource Technology*, 1993, vol. 43, no. 2, pp. 147–153.
9. Council directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste. 1999, 19 pp. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=OJ:L:1999:182:FULL&from=EN> (accessed 10.03.2022).
10. Di Lonardo, M.C., Lombardi, F., Gavasci, R. Characterization of MBT plants input and outputs: a review. *Reviews in Environmental Science & Bio/Technology*, 2012, vol. 11, no. 4, pp. 353–363.
11. Di Lonardo, M. C., Binner, E., Lombardi, F. Influence assessment of a lab-scale ripening process on the quality of mechanically-biologically treated MSW for possible recovery. *Waste Management*, 2015, vol. 43, pp. 50–60.
12. Di Lonardo, M. C., Lombardi, F., Gavasci, R. Quality evaluation and improvement of mechanically–biologically treated municipal solid waste in view of a possible recovery. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 2015, vol. 12, no. 10, pp. 3243–3254.
13. Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical Reviews in Environmental Science & Technology*, 2002, vol. 32, no. 4, pp. 297–336.
14. Lieto, A., Verginelli, I., Zingaretti, D., Lombardi, F. Total organic carbon as a proxy for metal release from biostabilized wastes. *Environmental Science & Pollution Research International*, 2020, 11 p. <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs11356-020-09960-1> (accessed 10.03.2022).
15. Lombardi, F., Costa, G., Sirini, P. Analysis of the role of the sanitary landfill in waste management strategies based upon a review of lab leaching tests and new tools to evaluate leachate production. *Revista Ambiente & Água*, 2017, vol. 12, no. 4, 13 pp.
16. Lombardi, F., Di Lonardo, M.C., Lieto, A., Sirini, P. Investigating the leaching properties of MBT wastes and composts from aerobic/anaerobic processes. *Revista Ambiente & Água*, 2018, vol. 13, no. 1, 14 p.
17. Lornage, R., Redon, E., Lagier, T., Hébé, I., Carré, J. Performance of a low cost MBT prior to landfilling: study of the biological treatment of size reduced MSW without mechanical sorting. *Waste Management*, 2007, vol. 27, no. 12, pp. 1755–1764.
18. Pantini, S., Verginelli, I., Lombardi, F. Analysis and modeling of metals release from MBT wastes through batch and up-flow column tests. *Waste Management*, 2015, vol. 38, pp. 22–32.
19. Robinson, H.D., Knox, K., Bone, B.D., Picken, A. Leachate quality from landfilled MBT waste. *Waste Management*, 2005, vol. 25, no. 4, pp. 383–391.
20. Siddiqui, A.A., Richards, D.J., Powrie W. Investigations into the landfill behaviour of pretreated wastes. *Waste Management*, 2012, vol. 32, no. 7, pp. 1420–1426.
21. Siddiqui, A.A., Richards, D.J., Powrie, W. Biodegradation and flushing of MBT wastes. *Waste Management*, 2013, vol. 33, no. 11, pp. 2257–2266.
22. van Praagh, M., Heerenklage, J., Smidt, E., Modin, H., Stegmann, R., Persson, K.M. Potential emissions from two mechanically-biologically pretreated (MBT) wastes. *Waste Management*, 2009, vol. 29, no. 2, pp. 859–868.