

Российская академия сельскохозяйственных наук
Государственное научное учреждение
Агрофизический научно-исследовательский институт
Россельхозакадемии

С. Е. ВИТКОВСКАЯ

ТВЕРДЫЕ БЫТОВЫЕ ОТХОДЫ:

антропогенное звено биологического круговорота



Санкт-Петербург
2012

УДК 631.879 : 631.461.7
ББК 40.40:40.325
В54

Автор: С. Е. Витковская, доктор биол. наук
Рецензенты: В. Ф. Дричко, доктор биол. наук, профессор
А. А. Комаров, доктор с.-х. наук
О. Н. Яковлев, канд. геол.-мин. наук

Витковская С. Е.

В54 Твердые бытовые отходы: антропогенное звено биологического круговорота. – СПб: АФИ, 2012. – 132 С.

*Утверждено решением Учёного совета
ГНУ Агрофизический научно-исследовательский институт Россельхозакадемии
26 апреля 2012 г. (протокол № 4)*

Монография содержит анализ изменения качества окружающей среды при различных методах обезвреживания твердых бытовых отходов (ТБО) и научное обоснование перспективности и экологической целесообразности использования биотермически переработанных ТБО для повышения плодородия кислых почв. Показано, что захоронение твердых бытовых отходов, а также уничтожение их при сжигании можно рассматривать как существенный фактор антропогенного воздействия на глобальные циклы биофильных элементов (углерод, азот, фосфор) в биосфере. В Монографии изложены результаты многолетних экспериментальных и теоретических исследований, раскрывающих закономерности изменения качественного и количественного состава основных структурных компонентов агроэкосистем – почвы и растений при использовании биотермически переработанных ТБО в качестве органического удобрения и мелиоранта. Представленные сведения о закономерностях распределения химических элементов в системе компост из ТБО – почва – растение дополняют имеющуюся информацию о процессах трансформации органосодержащих веществ в почвах. Сформулированы причины низкого уровня биодоступности тяжелых металлов в системе компост из твердых бытовых отходов – почва – растение. Монография предназначена для ученых и специалистов, работающих в областях экологии, почвоведения и агрохимии, студентов и аспирантов сельскохозяйственных и экологических специальностей.

УДК 631.879 : 631.461.7
ББК 40.40:40.325
В54

ISBN 978-5-905200-10-6 © ГНУ Агрофизический научно-исследовательский институт
Россельхозакадемии, 2012

ВВЕДЕНИЕ

Антропогенный фактор с начала XX века оказывает мощное, все нарастающее воздействие на компоненты окружающей среды. Помимо загрязнения природных сред и снижения биоразнообразия происходит интенсивное перераспределение вещества и энергии, не связанное с естественными биогеохимическими циклами.

Принципиальное отличие среды агломерационных поселений от естественной природной среды – это разомкнутый круговорот веществ. Даже на сельскохозяйственных землях размыкание достигает 20–30%. Размыкание биологического круговорота в процессе техногенеза приводит к серьезным нарушениям биосферного равновесия (Горшков, 1995).

Под размыканием биологического круговорота веществ мы понимаем безвозвратное изъятие из экосистем естественной биоты, биофильных элементов и соединений. В связи с существующей угрозой глобального экологического кризиса в последние годы эта проблема привлекает к себе все большее внимание.

Под влиянием хозяйственной деятельности человека размыкание биологического круговорота веществ происходит в результате совместного действия следующих факторов (Почвоведение, 1988):

- 1) уничтожение природной биоты и смены ее на культурную биоту сельскохозяйственных полей, пастбищ и лесоразработок;
- 2) потребление биологической продукции за пределами той экосистемы, где она получена;
- 3) внесение в почву минеральных удобрений и других химических веществ.

Наиболее серьезно вмешательство техногенеза в биосферный обмен органических веществ и круговорот углерода (Акимова, Хаскин, 2000). Существенным антропогенным фактором, определяющим воздействие человека на циклы биофильных элементов, является образование муниципальных отходов и последующая их ликвидация или захоронение. Объемы выработки твердых бытовых отходов (ТБО) достигли геологических масштабов, а потоки ряда химических элементов, так или иначе связанные со складированием отходов, количественно сопоставимы с их потоками в биогеохимических круговоротах. Это побуждает рассматривать захоронение ТБО как один из факторов заметного антропогенного воздействия на глобальные циклы элементов в биосфере (Минько, Лифшиц, 1992; Витковская, 2010).

Мировой объем твердых бытовых отходов составляет около 1 млрд. м³ в год (Башкин, 2007). Во многих странах, в том числе и в России, подавляющее количество ТБО продолжают вывозить на свалки (полигоны). Следствием образования, захоронения и сжигания органосодержащих отходов является безвозвратное изъятие из естественного биологического круговорота огромного количества органических и минеральных веществ.

Важным условием сохранения экосистем в устойчивом состоянии является изыскание возможностей уменьшения негативного воздействия образу-

щихся отходов на окружающую среду и повышения степени их использования как сырьевого ресурса. Один из путей частичного решения этой проблемы - использование органосодержащих отходов для поддержания плодородия почв. Внесение биотермически переработанных твердых бытовых отходов в сельскохозяйственные и городские земли является одним из активных элементов замыкания биологического круговорота веществ. Включение максимально возможного количества органических отходов в биологический круговорот путем использования в агроффере позволит регулировать антропогенные потоки веществ, снизить уровень негативного воздействия продуктов трансформации отходов на экосистемы и управлять плодородием кислых почв.

Однако это направление решения проблемы сдерживается отсутствием совершенных технологий сбора, сортировки и переработки отходов, недостаточной изученностью воздействия компостов из ТБО на структурные компоненты агроценозов, контактирующие с ними природные среды, и на здоровье человека. При включении любых удобрений и мелиорантов, в том числе и органических отходов, в биологический круговорот происходит комплексное воздействие на экосистему: изменяется элементный состав системы почва - почвенный раствор – растение. Изменение элементного состава происходит на протяжении всего периода трансформации внесенных в почву веществ. В связи с этим актуальны исследования, направленные на прогнозирование экологических последствий использования биотермически переработанных ТБО для повышения плодородия почв. Решению этих вопросов были посвящены экспериментальные и теоретические исследования, проводившиеся нами в течение десяти лет на базе Агрофизического научно-исследовательского института (ГНУ АФИ Россельхозакадемии). Объектом исследования являлся компост из ТБО, вырабатываемый на Санкт-Петербургских заводах механизированной переработки бытовых отходов. Полученные результаты, представленные в монографии, могут быть использованы:

- 1) при выборе стратегии управления отходами на государственном и региональном уровнях;
- 2) при разработке технологий и рекомендаций по использованию биотермически переработанных отходов в качестве органического удобрения и мелиоранта кислых почв, а также в качестве основного ингредиента при производстве органоминеральных удобрений и питательных грунтов;
- 3) при оценке экологического риска, связанного с использованием органосодержащих отходов для повышения плодородия почв.

ГЛАВА 1

РЕШЕНИЕ ПРОБЛЕМЫ УПРАВЛЕНИЯ ТВЕРДЫМИ БЫТОВЫМИ ОТХОДАМИ КАК НЕОБХОДИМОЕ УСЛОВИЕ УСТОЙЧИВОГО РАЗВИТИЯ

1.1. Общемировая проблема управления твердыми бытовыми отходами

Концепция устойчивого развития (УР) была рекомендована всем странам мира (Рио-де-Жанейро, 1992 г.) как общая стратегия преодоления глобального экологического кризиса (Переход к устойчивому развитию..., 2002). В литературе встречаются различные варианты определения термина «устойчивое развитие». Наиболее удачным, на наш взгляд, является следующее: «УР – это устойчивость темпов экономического роста (по некоторым оценкам не более 2–3% в год), при котором уровень давления на окружающую среду компенсировался бы темпами самовосстановления ее качества» (Экология и безопасность..., 2002). Понятие «устойчивое развитие» выражает достаточно простую идею, суть которой состоит в необходимости достичь такого состояния взаимодействия общества, человека и природы, при котором они находились бы в гармонии, или коэволюции (Экология..., 1997).

Важным компонентом стратегии УР является решение проблемы управления твердыми бытовыми отходами. Мировое количество ежегодно образующихся муниципальных отходов к 2010 году составило 550–660 млн. т.

Темпы образования ТБО неуклонно возрастают: отчасти из-за роста численности населения, но в основном – из-за изменения образа жизни людей, использующих все больше оберточных и упаковочных материалов (Небел, 1993). Средний мировой прирост количества ТБО составляет 1,2–1,8% в год (Саеки Юзо, 1996; Алексеев и др., 1997).

Удельные нормы образования твердых бытовых отходов в различных странах мира существенно различаются. Так, согласно данным, представленным Г. Б. Мелентьевым и др., (2004), образование ТБО на одного жителя в год варьирует от 700 кг (США) до 300–417 кг (страны Евросоюза) и 260 кг (Россия). По данным (Игнатович, Рыбальский, 1998 (1)), в городах ежегодное увеличение отходов на душу населения составляет 4–6%, что в 3 раза превышает темпы прироста населения.

Приоритеты в решении задач в области обращения с отходами выделяются в такой последовательности (Абрамов, Юдин, 1999):

- снижение количества отходов;
- снижение содержания опасных веществ в отходах;
- максимально возможная утилизация, вторичное использование, рециклинг и компостирование компонентов отходов;
- экологически чистая переработка с утилизацией избыточного тепла (в случае термического обезвреживания отходов);
- экологически чистое удаление (захоронение) оставшейся после переработки части отходов.

Стратегия УР предусматривает использование всех возможных методов обезвреживания отходов. Государственная политика должна определить приоритетные направления. Однако, несмотря на то, что в последние десятилетия проблема отходов является одной из основных экологических проблем, ни в одной стране она не решена окончательно.

Известно более 30-ти методов обезвреживания ТБО (Костовецкий, 1999). В общемировой практике широко используют четыре основных метода: захоронение на свалках (полигонах), сжигание, рециклинг и компостирование.

Подавляющее количество ТБО продолжают вывозить на свалки (полигоны). По данным Евростата, в среднем по 27 странам ЕС, на полигоны вывозят 40% ТБО, сжигают – 20%, перерабатывают – 23% и компостируют - 17% (Municipal Waste, 2010). Однако, как видно на рисунке 1.1, удельный вес способов обезвреживания отходов на государственных уровнях существенно различается и, безусловно, определяется уровнем экономического развития государства. Если в Германии на полигоны поступает 1% ТБО, в Австрии – 3%, то в Болгарии продолжают захоранивать 100% образующихся отходов. В США захоранивают около 70% ТБО, в России более 90% (Лебедев и др., 2005).

По некоторым оценкам (Панцхава и др., 1998), в общемировом масштабе переработке (сжиганию, компостированию, сепарации) подвергается только 10% ежегодно образующихся отходов. В России мусороперерабатывающие и мусоросжигательные заводы общей мощностью 5 млн. м³/год перерабатывают всего 3,5% ТБО (Евдокимов, 1998).

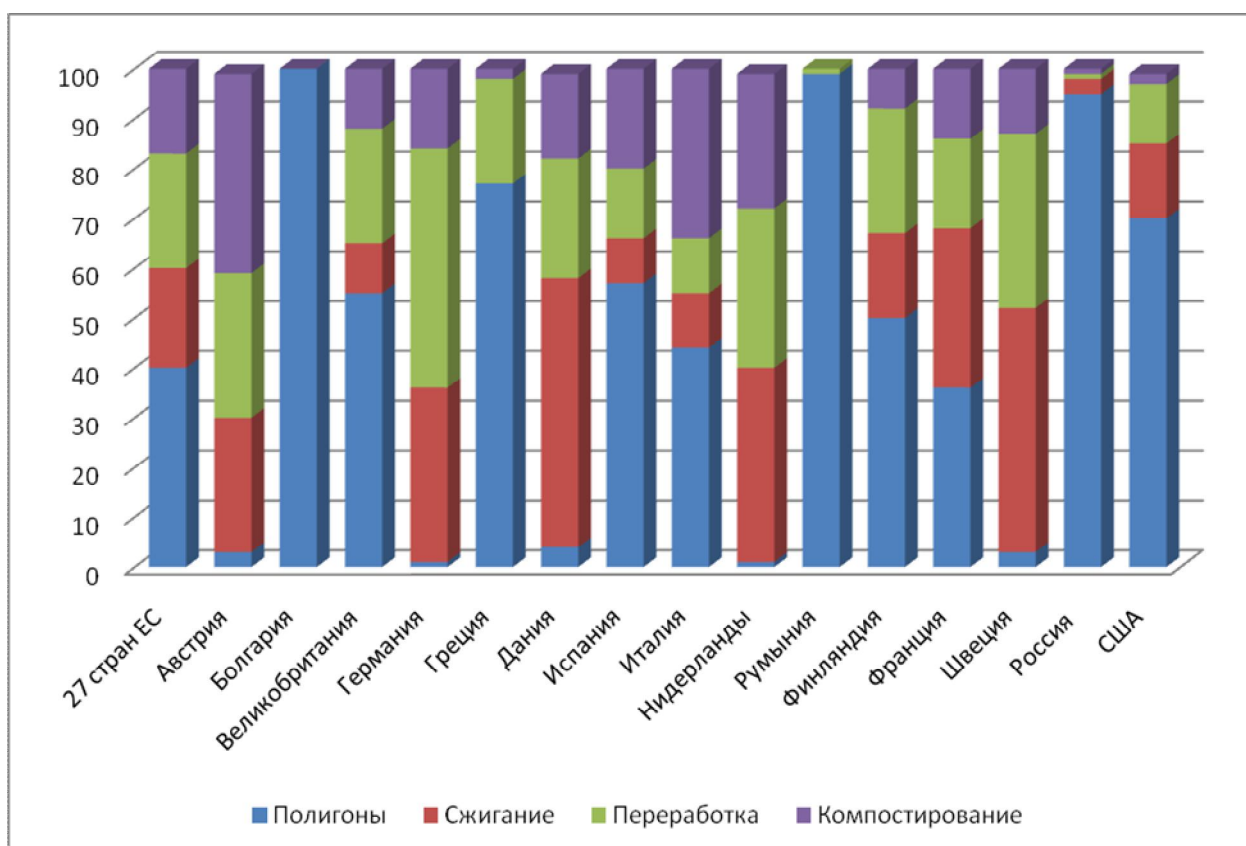


Рис. 1.1. Способы обезвреживания ТБО в разных странах, % (Лебедев и др., 2005; Венцулис и др., 2007; Municipal Waste, 2010)

Каждый из перечисленных методов обезвреживания ТБО оказывает существенное влияние на показатели качества окружающей среды (концентрации загрязняющих веществ в почве, воздухе, водной среде). В основе выбора общемировой стратегии обращения с отходами для обеспечения устойчивого развития цивилизации должна лежать количественная и качественная оценка уровней воздействия этих методов на природные объекты.

Существующие подходы к решению проблемы управления отходами нарушают два основных принципа УР:

- 1) интенсивность выбросов загрязняющих веществ не должна превышать возможности окружающей среды поглощать их;
- 2) все ресурсы должны использоваться с максимальной эффективностью.

Современная эпоха характеризуется глобальными кризисными явлениями экологического характера. По оценкам ведущих ученых (Медоуз др., 1994; Горшков, 1995), планета находится в критическом состоянии, за которым может наступить коллапс биосферы.

Некоторые авторы утверждают (Гринин, Новиков, 2002), что основой длительного и устойчивого существования биосферы является сбалансированный круговорот веществ. Называют первый и основной принцип функционирования природных экосистем: получение ресурсов и избавление от отходов происходит в рамках круговорота всех элементов.

Биотический круговорот в наземных природных экосистемах представляет собой универсальную систему обменных процессов, которые одинаковы для любого типа экосистемы (Базилевич, Титлянова, 2008). Структурными компонентами природных экосистем являются неорганические компоненты (CO_2 , H_2O , O_2 , зольные элементы), органические соединения, субстратная, водная и воздушная среды, продуценты, консументы и редуценты. Слагаемыми биологического круговорота являются:

- 1) поступление химических элементов из почвы и атмосферы в растения;
- 2) изменение химической формы элементов в растительных организмах;
- 3) возвращение элементов в почву с посмертными растительными остатками (или миграция по пищевым цепям с последующим выделением или возвратом с посмертными остатками животных организмов);
- 4) трансформация остатков под действием микрофлоры с высвобождением химических элементов, углекислого газа и воды;
- 5) повторное вовлечение элементов в биологический круговорот.

Л. Г. Федоров (1999) отмечает, что в естественных экосистемах в рамках скоррелированных сообществ организмов круговорот веществ (биогеовещества) замыкается с высокой степенью точности – до четвертого знака (сотые процента), что и обеспечивает существование жизни, так как запасы биогеовеществ, доступных для потребления организмами, ограничены.

Следствием образования отходов является безвозвратное изъятие из естественного биологического круговорота огромного количества органических и минеральных веществ. При выборе метода обращения с отходами необходимо учитывать не только себестоимость переработки ТБО, уровень давления на окружающую среду при использовании того или иного метода, экономическую

выгоду от вторичной переработки материалов, но и возможности и экологическую целесообразность возврата органических и минеральных веществ в биологический круговорот. Если исходить из положения, что человечество является неотъемлемой частью живой природы на Земле, то биологические циклы, связанные с жизнедеятельностью человека, следует рассматривать с тех же позиций, что и биологические циклы всех других живых организмов. Для того чтобы жить человечество должно соблюдать законы функционирования биосферы. Частичное решение проблемы заключается в возврате органической фракции ТБО в биологический круговорот при использовании биотермически переработанных отходов для повышения плодородия почв.

1.2. Оценка изменения качества окружающей среды при различных методах обезвреживания твердых бытовых отходов

1.2.1. Изменение качества окружающей среды при захоронении ТБО на полигонах и свалках

Для захоронения отходов мегаполисы постоянно требует отчуждения все новых и новых площадей. Известно (Дуденков и др., 1984), что для захоронения 1 т отходов требуется площадь 3 м².

По данным на 1989 год, городские свалки занимали более 700 тыс. га поверхности планеты. Ежегодно отчуждаемая под них площадь увеличивалась на 15 тыс. га (Амосов и др., 2000). Исходя из этих данных, к 2010 году площадь, занимаемая свалками на Земле, должна была бы составить 1 млн. 15 тыс. га, а отчуждаемая территория – 10 млн. 150 тыс. га. По некоторым оценкам (Мелкумов, 1998; Астрецов и др., 1998), площадь территории, подверженной воздействию полигона, примерно в 10 раз превышает площадь, занимаемую полигоном (свалкой). Эти территории сопоставляют с зонами экологического бедствия.

В РФ действующие свалки и полигоны занимают 40 тыс. га, кроме того, около 50 тыс. га составляет площадь закрытых (заполненных) свалок и полигонов. Дополнительно ежегодно для захоронения ТБО отчуждается около 1 тыс. га. Из всего количества полигонов только 8% отвечают санитарным требованиям (Концепция обращения ..., 2003).

Полигоны проектируются на срок эксплуатации от 15 до 20 лет (Алборов, Степанова, 2002). Однако реально эксплуатация их продолжается гораздо дольше, в некоторых странах – до 50 лет (Венцилис и др., 2007). При закрытии полигонов мощность запирающего грунта обычно составляет около 1 м, а мощность свалочных отложений может достигать десятков метров (Мелкумов, 1998).

Полигоны и свалки ТБО представляют собой техногенно измененные экосистемы, самовосстановление которых в обозримом будущем невозможно. Такие системы называют (Экология ..., 1997) «антропогенными экологическими системами» и «эколого-экономическими системами».

В зону воздействия тела полигона (свалки) попадает геологическая среда, подземные воды, воздушная среда, а также поверхностные воды, донные отложения, почвенный и растительный покров прилегающих территорий. Захороне-

ние отходов приводит к изменению всех структурных компонентов естественной природной экосистемы: резко изменяется состав неорганических и органических веществ, которые включаются в биологический круговорот; продукты трансформации отходов изменяют химический состав водной, воздушной и почвенной сред; изменяется видовой состав продуцентов, консументов и редуцентов; изменяются элементы рельефа местности.

Длительность протекания процессов разложения органосодержащих отходов на полигонах ТБО составляет от 20 до 100 лет (Алборов, Степанова, 2002).

Данные обследования полигонов и свалок Московского региона (Мелкумов и др., 1999) свидетельствуют, что воздействие этих объектов на природную среду изменяется в широких пределах – от слабого до катастрофического. Разнообразие природно-технических систем «полигон ТБО – природная среда» обусловлено главным образом типом геоэкологических условий участков и соблюдением природоохранных мероприятий. Однако для любой системы «полигон ТБО – природная среда» используются общие критерии оценки отклонения данной системы от равновесного состояния.

Складирование и захоронение отходов приводит к концентрированию химических веществ в окружающей среде и формированию мелкоконтурных полиэлементных геохимических аномалий.

Свалочное отложение является концентратом биофильных элементов и тяжелых металлов. Концентрации таких элементов, как углерод и азот в сотни раз превосходят концентрации их в земной коре (Минько, Лифшиц, 1992).

Известно (Грибанова, Зрянин, 1997), что в свалочных грунтах содержание тяжелых металлов в десятки раз превосходит ПДК в почвах. Так, по данным Д. А. Амосова и др. (2000), содержание меди и цинка в свалочных массах закрытой Приморской свалки (г. Санкт-Петербург) составляло десятые доли процента, что сопоставимо с содержанием этих металлов в промышленных рудах некоторых месторождений.

Результаты исследований (Башаркевич, Ефимова, 1992) позволили количественно оценить концентрирование химических элементов в мелкозем, который образовался при трансформации отходов на закрытых свалках в Московском регионе. Наибольшие значения коэффициентов концентрации химических элементов Кс (отношение концентрации элемента в пробе к фоновой концентрации прилегающей территории) в поверхностном слое закрытых свалок наблюдали для следующих микроэлементов: Cu (9–106), Ag (3–300), Zn (32–112), Pb (14–45), Sn (15–44), Mo (3–65), W (7–136), Cd (50–72). В поверхностном слое свалок значительная часть Zn (40–70%), Cu, Ni (10–20%) и Cd находилась в форме подвижных соединений. Эти элементы являются повсеместными загрязнителями почвы в районе свалок. Отмечено также накопление в почве Ag, Cu, Bi, Pb, Sn, W, Be, Mo и Cr.

Зона загрязнения почвенного и растительного покрова вокруг свалок оценивается в 500 – 1500 м (Игнатович, Рыбальский, 1998 (1); Башаркевич, Ефимова, 1992). Особо опасным является ртутное загрязнение. По некоторым данным (Министерство охраны ..., 1997) в России на свалки и полигоны ТБО ежегодно

поступает до 250 т чистой ртути.

Городские свалки являются источником загрязнения окружающей среды хлорорганическими соединениями, в том числе диоксинами, дибензофуранами, бифенилами, полициклическими ароматическими углеводородами. Токсиканты включаются в геохимические циклы миграции, проникают в ткани живых организмов и начинают перемещаться по трофическим цепям (Амосов и др., 2000). Например, в печени грызунов, обитающих близ свалки Форгельмеерпольдер около Амстердама, обнаружены концентрации диоксинов более 50 мкг/кг (при загрязненности почвы диоксинами 8 мкг/кг) (Майстренко и др., 1996).

Известны случаи заболевания населения в результате миграции загрязняющих веществ со свалок. В США к «национальным экологическим катастрофам» причислены случаи утечки опасных веществ на свалках в Лав Кэнел и Тайме Бич (Хозин, 1985).

1.2.1.1. Свалки как источник загрязнения приземного слоя атмосферы

Многочисленные данные (Bilitewski et al., 1990; Бабак, 1991; Абалкина, 1992; Федоров Абрамов, 1994; Прохорова, 1997; Мелкумов, 1998; Административная сводка ..., 1997; Исидоров, 2001) свидетельствуют, что одной из основных проблем, связанных с захоронением отходов, является образование биогаза. Мощность слоя отходов, на 50–60% состоящих их органических компонентов, достигает десятков метров. В нижних горизонтах таких отложений анаэробное микробное сообщество разлагает органическое вещество с образованием газовой смеси. Образующийся газ содержит 45–85% метана, 15–40% диоксида углерода, а также в незначительном количестве азот, кислород, водород, сероводород и диоксид серы. Если не контролировать их образование, то возможны такие последствия как взрывы и подземные пожары. Известно (Небел, 1993; Административная сводка ..., 1997), что биогаз может мигрировать на значительные расстояния от полигона и проникать в подвалы зданий. При определенных условиях метан взрывоопасен и воспламеним. Диоксид углерода и другие газы, такие как сульфид водорода, могут явиться причиной удушья.

Характер и интенсивность протекающих в свалках микробиологических процессов позволяет рассматривать их как своеобразные твердофазные ферментеры геологического масштаба и крупнейшие искусственные системы по производству биогаза (Минько, Лифшиц, 1992). Со свалок земного шара ежегодно выбрасывается в атмосферу 30–70 млн. т биогаза (Федоров, Прохорова, 1997). Скорости эмиссии газов от поверхности свалки ТБО в атмосферу в 10–100 раз превышают известные величины интенсивности потоков газов от природных экосистем (почва, заболоченные территории). В воздушной среде свалок ТБО обнаружены большие количества патогенных микроорганизмов и высокие концентрации газовых примесей (Минько, Лифшиц, 1992).

При исследовании газовой составляющей свалок обнаружено более 100 компонентов. Установлено присутствие в биогазе тяжелых (в том числе ароматических) углеводородов, хлорированных углеводородов, спиртов, эфиров и других летучих органических веществ. Предполагают, что основная часть углеводородов и хлоруглеводородов имеет небиологическое происхождение, а их

присутствие в биогазе есть результат испарения различных видов топлива и растворителей и протекающих в теле свалки химических реакций (деструкции изделий из резины и других синтетических материалов). Свалочный газ представляет собой уникальную по компонентному составу газовую смесь, не имеющую аналогов среди газовых смесей, образуемых природными биокосными и геологическими телами. В связи с этим, прямым следствием наличия крупной свалки будет возникновение аномалий в прилегающей к ней атмосфере как по количественному содержанию, так и по качественному составу летучих органических соединений (Минько и др., 1990; Минько, Лифшиц, 1992).

В составе пылевых и аэрозольных факелов со свалок могут также мигрировать экотоксиканты. По результатам вертолетной аэрозольной съемки, выполненной в Санкт-Петербурге летом 1990 г. на высоте полета около 80 м (Амосов и др., 2000), концентрации аэрозолей ТМ в воздухе над действующим полигоном ПТО-3 была выше, чем над прилегающей территорией: Zn – в 8 раз, Cd – в 10,5, Mn – в 20, Pb – в 21, Cu – 9,2, Cr – 14 и Ni – в 5 раз, хотя оставалась существенно ниже ПДК этих элементов в воздухе.

Оценки показывают (Абрамов, 1994), что количество образующегося биогаза зависит от содержания органической фракции (пищевые отходы, бумага, древесина). Наибольшую концентрацию метана в биогазе (60% и более) дает процесс разложения пищевых отходов. Органические вещества, содержащиеся в отходах, разделяют на три класса, каждому из которых соответствует определенный выход метана: углеводы – 0,42–0,47 м³/кг, белки – 0,45–0,55 м³/кг, жиры – до 1 м³/кг (Федоров, 2002).

Анаэробное разложение ТБО с выделением биогаза начинается спустя 180–500 дней после захоронения отходов (Игнатович, Рыбальский, 1998 (1); Абрамов, 1994). По данным Н. Ф. Абрамова (1994), из каждой тонны отходов образуется до 250 м³ биогаза. По некоторым оценкам (Dieter, 1977), 1 т ТБО с содержанием 200 кг органических веществ дает 100 м³ метана.

Стадию метаногенеза подразделяют на активную фазу (10 - 30 лет) с высокими скоростями выделения метана и стабильную фазу (до 100 и более лет). В активной фазе протекает ферментативное разложение образованных в ацетогенной фазе кислот, при этом содержание метана в биогазе постепенно растет и достигает 50–60% (Максимова и др., 2003). В этот период возможны промышленное получение и утилизация биогаза (Игнатович, Рыбальский, 1998 (1); Абрамов, 1994). В стабильной фазе протекает медленная деструкция целлюлозы, а также трудно разлагаемых фракций отходов - лигнина, некоторых видов пластмасс. Скорость и объем эмиссии метана в этой фазе снижаются (Максимова и др., 2003).

Некоторые авторы утверждают, что выделение газов свалкой длится не менее 75 лет (Скорик и др., 1998). За 30–50 лет трансформируется примерно 30% захороненной органики, остальная часть продолжает разлагаться в течение последующих десятилетий (Вавилин и др., 2003).

Образующийся биогаз мигрирует вверх по разрезу и в поверхностных слоях в аэробных условиях окисляется, а неокисленные компоненты и продукты окисления могут выделяться в атмосферу. Благодаря существованию окис-

лительного биофильтра, верхний слой грунта (от 0 до 1 м) служит геохимическим барьером на пути атмосферного кислорода в нижние слои и биогаза в атмосферу (Лебедев и др., 1993).

В. А. Исидоров (2001) доказывает, что свалки ТБО вносят заметный вклад в глобальный поток метана. Поступление CH_4 от свалок оценивается в пределах 20–70 Мт/год, что составляет от 6 до 8% суммарного поступления метана в атмосферу от всех источников. Роль метана в глобальных процессах не ограничивается его непосредственным участием в поглощении теплового излучения Земли в инфракрасной области спектра (вклад метана в создание парникового эффекта составляет примерно 30% от величины, принятой для углекислого газа). Содержание его в значительной мере определяет окислительные свойства атмосферы и, тем самым – судьбу многих других газовых составляющих, в том числе парниковых газов и загрязняющих компонентов.

Во многих странах мира свалки (полигоны) ТБО рассматривают как гигантские биореакторы, загруженные энергетическим сырьем и способные обеспечить существенную экономию традиционных энергетических материалов. Утилизация биогаза может обеспечить оздоровление окружающей среды, снизить опасность возникновения пожаров (Абрамов, 1994; Вавилин и др., 2003).

Таким образом, процесс анаэробного разложения органической фракции ТБО является основным фактором загрязнения атмосферного воздуха при захоронении отходов на свалках (полигонах).

В Европейских странах уже приняты законы по значительному сокращению и предотвращению поступления органических отходов на свалки (Вавилин и др., 2003). Согласно Постановлению ЕС все свалки объемом более 10 тыс. т должны снабжаться системой сбора биогаза (Вандраш, Сергеев, 1999).

1.2.1.2. Воздействие свалок на геологическую среду

Исследования отечественных и зарубежных ученых (Бабак, 1991; Игнатович, Рыбальский, 1998 (1); Скворцов и др., 1998; Грибанова, Зрянин, 1997; Косов и др., 2000) показали, что основным фактором опасности воздействия полигонов ТБО на геологическую среду является распространение водоносного техногенного горизонта (фильтрата), образующегося при взаимодействии ТБО с инфильтрующимися атмосферными осадками и представленного сильно загрязненными водами. Фильтрат через почву и зону аэрации может попадать в горизонт грунтовых вод. В толще отходов присутствуют разнообразные растворимые или диспергированные в воде неорганические, органические и биологически-активные компоненты. По данным Л. С. Скворцова и др. (1998), фильтрат остается токсичным даже после 4-кратного (а по некоторым данным и 100-кратного) разбавления. При площади полигона 100 га и ежегодной норме осадков 30 см средний объем стока составляет 800 м^3 в сутки (около $30 \text{ м}^3/\text{ч}$).

Для свалок в целом характерен натриево-хлоридный и натриево-гидрокарбонатный состав техногенных вод, высокое содержание аммония, преобладание аммонийного азота над нитратным, высокое содержание органического вещества, наличие железа и других металлов. Возможно также наличие диоксинов и фуранов (Левинский и др., 1997; Новаковский и др., 1998).

На примерах полигонов ТБО Московского региона показано (Бабак 1991; Грибанова, Зрянин, 1997), что минерализация фильтрата изменяется в широких пределах – от 1,5 до 63 г/л, рН близок к нейтральному. Фильтрат обогащен тяжелыми металлами (барий, хром, медь, железо, никель, свинец, титан, марганец), концентрации которых часто многократно превышают ПДК. В высоких концентрациях присутствуют также фосфор и бор.

Установлено (Цуркан и др., 1989), что каждая тонна ТБО содержит около 80 кг водорастворимых веществ. Вымываемая из бытовых отходов жидкость имеет БПК (биохимическое потребление кислорода), превышающее 20000 мг/л. В сточных водах городов БПК составляет от 200 до 3000 мг/л (Экология и ..., 2002). По санитарно-гигиеническим нормам для источников хозяйственно-питьевого водопользования БПК не должно превышать 3 мг/л.

Имеются сведения (Игнатович, Рыбальский, 1998 (1)) что сроки выхода фильтрата, формирующегося в теле свалки, могут колебаться от 1 года (для песчаных грунтов) до 25 лет (для глинистых грунтов) после захоронения отходов.

В США экспериментально доказано, что свалка ТБО является причиной загрязнения подземных источников пресной воды (Murray, 1981). Вблизи свалок ТБО в грунтовых водах обнаруживаются смеси алифатических, ароматических и хлорированных органических растворителей, а также соединения мышьяка, кадмия, хрома, свинца, ртути, никеля и других экотоксикантов (Игнатович, Рыбальский, 1998 (1)).

На закрытых свалках Московской области в составе фильтрата, высачивающегося на дневную поверхность в значительных количествах, обнаружены ионы K^+ , Na^+ , Cl^- , NO_3^- , NO_2^- , для которых значения коэффициентов концентрации относительно воды фоновых водотоков (K_c) изменялись в пределах 22–1360, 27–252, 23–390, 0,8–680, 300–33000 соответственно. В пробах воды, отобранных из колодцев, расположенных в деревне на расстоянии 225 м от свалки Кучино, значения K_c относительно средних значений для областей умеренного климата составили для Mn – 2,8, Zn – 3, Cr – 6, Cd – 2,5 и Pb – 25 (Башаркевич, Ефимова, 1992).

Зона воздействия полигонов (свалок) на грунтовые воды может распространяться на значительные расстояния от источника. Так, на крупном полигоне Щербинка в Московской области (Бабак, 1991) ареал загрязнения грунтовых вод распространился на площадь около 1 км² с превышением ПДК по ряду компонентов в 100–130 раз. Содержание хлоридов в грунтовых водах достигало 22,3 г/л, железа 76 мг/л, марганца 35 мг/л. Минерализация превышала 50 г/л. На малом полигоне Лотошино загрязнение распространилось на площадь 5 га с максимальным превышением ПДК в 26 раз. Отмечено проникновение загрязнения в эксплуатируемые каменноугольные водоносные горизонты. На Саларьевском полигоне твердых бытовых и промышленных отходов площадью 44 га фронт загрязнения по грунтовым водам продвинулся на расстояние до 800 м к западу от полигона (Грибанова, Зрянин, 1997; Мелкумов, 1998).

В районе Хметьевского полигона ТБО в Московской области площадью 27 га ареал загрязненных подземных вод составил 0,4 га (отмечено превышение

ПДК для следующих элементов: Al – в 5,8–12,9, Cr в 1,2–3,8, Ba в 1,5–4,2, Ti в 1,1–1,6, Sn в 3,4–4,7, Be в 1,0–3,8, Nb в 1,4–2,7 раза (Грибанова, Портнова, 1993; Мелкумов, 1998).

По данным В. В. Бабак (1991), искажение водного баланса на территории полигона может приводить к повышению уровня грунтовых вод. Так, на полигоне Щербинка (Московская область) за 15 лет эксплуатации максимальное поднятие уровня грунтовых вод составило 6 м.

Таким образом, воздействию фильтрата потенциально подвержены водоемы, водоносные горизонты и почвы. Обобщение имеющихся литературных данных позволяет утверждать, что одним из основных факторов дестабилизации геоэкологической обстановки на свалках, полигонах и прилегающих к ним территориях является процесс трансформации органической фракции ТБО и распределение продуктов трансформации по компартментам техногенной экосистемы. Если на полигоне отсутствуют изоляционные покрытия, то воздействие это продолжается долгие годы.

По оценке экспертов ЮНЕСКО период полураспада органической части ТБО на свалках составляет 30–60 лет (Панцхава и др., 1998). Продуктами распада бумаги и пищевых остатков являются органические кислоты, фенол, альдегиды, аммиак, нитриты и другие вещества. Металлы переходят в окружающую среду преимущественно в виде сульфатов кальция и магния, бикарбонатов кальция, магния и железа, окислов цинка, олова, меди, а также металлоорганических соединений. Стекло, резина, пластмасса являются относительно инертными (Грибанова, Портнова, 1993).

В работе Ю. И. Скорика и Н. И. Кирилловой (1999) показано, что в процессе разложения пищевых отходов образуются различные органические соединения, в том числе некоторые карбоновые кислоты (такие как яблочная, молочная, щавелевая) и оксикислоты, которые способны переводить нерастворимые соединения тяжелых металлов в растворимую форму. Карбоновые кислоты образуют с катионами тяжелых металлов разнообразные комплексные соединения, в том числе хелатного типа, которые, как правило, хорошо растворимы в воде. Отмечено, что под действием продуктов трансформации пищевых отходов происходит вымывание токсичных химических элементов, содержащихся в свалочных массах, например, в составе отслуживших элементов питания (батареек). В качестве примера приведен также процесс растворения под действием щавелевой кислоты карбоната бериллия, который в нейтральной среде практически нерастворим.

Таким образом, органическая фракция является одним из основных факторов опасности при захоронении ТБО на свалках (полигонах). Захоронение органосодержащих отходов приводит к следующим последствиям:

- 1) В теле свалки (полигона), по сравнению с естественными экосистемами и агроэкосистемами, в десятки раз увеличивается период полураспада органического вещества.
- 2) Трансформация органической фракции ТБО приводит к изменению окислительно-восстановительных условий в свалочных массах, при этом увеличивается подвижность химических элементов, в том числе и

токсичных. Высокое содержание водорастворимых веществ в органических отходах и способность органических соединений к комплексообразованию являются основными причинами сильного загрязнения фильтрата, образующегося в теле полигона. Распространение фильтрата – основной фактор воздействия свалок (полигонов) на геологическую среду.

- 3) Процесс анаэробного разложения органической фракции ТБО является основным фактором загрязнения атмосферного воздуха при захоронении ТБО.
- 4) Разложение органических отходов сопровождается развитием патогенной микрофлоры (созданием эпидемиологической опасности). Известно (Bilitewski et al., 1990; Алборов, Степанова, 2002), что ТБО могут являться источником инфекционного заражения (бактериальная эмиссия).

1.2.1.3. Захоронение ТБО как один из факторов антропогенного воздействия на глобальные циклы биофильных элементов в биосфере

Технобиогеохимические потоки приводят к существенному перераспределению вещества на земной поверхности, являясь причиной ее пространственной химической дифференциации.

По нашим оценкам, представленным ниже, захоронение твердых бытовых отходов на свалках (полигонах), а также уничтожение их при сжигании можно рассматривать как один из существенных факторов антропогенного воздействия на глобальные циклы биофильных элементов в биосфере.

ТБО представляют собой гетерогенную смесь сложного морфологического состава (черные и цветные металлы, бумага и картон, текстиль, стекло, пластмасса, пищевые отходы, камни, кости, кожа, резина, дерево, уличный смет и др.). Морфологический состав ТБО зависит от уровня жизни людей, климатической зоны и времени года. При этом структурные компоненты ТБО во всех странах примерно одинаковы, варьирует только их процентное содержание. Более 50% ТБО составляют бумага, картон и пищевые отходы (табл. 1.1; 1.2).

Таблица 1.1. Компонентный состав ТБО в различных странах, %
(Игнатович, Рыбальский, 1998 (3); Концепция ..., 2003)

Компонент	США	Англия	Канада	Япония	Испания	Россия
бумага, картон	31,1	30,0	70,0	40,6	15–20	32–35
металлы	9,5	9,0	5,0	2,3	3,5–5	1,5–4
стекло	9,7	8,0	5,0	5,5	2,5–6	2–3
полимеры	3,4	3,0	–	10,8	3–8	3–4
пищевые отходы	23,9	27,0	10,0	30,3	40–50	35–45
текстиль	1,4	3	–	2,5	–	3–6
прочее	21,0	20,0	5,0	8,0	10–35	3–24

Во второй половине XX века практически во всех странах мира наблюдается нарастающее изменение и усложнение морфологического состава твердых бытовых отходов, и появление в их составе новых веществ (Венцилис и др., 2007).

Увеличение в составе ТБО содержания полимерных материалов связано с ростом количества и ассортимента товаров народного потребления в полимерной упаковке. Снижение содержания пищевых отходов происходит в основном благодаря улучшению качества продуктов питания и расширению ассортимента полуфабрикатов (Абрамов и др., 2009). Динамику морфологического состава ТБО в крупных городах наглядно иллюстрируют данные по жилому сектору г. Москва за период 1977–2008 гг. (табл. 1.2).

Таблица 1.2. Динамика морфологического состава ТБО в г. Москва за период 1977–2008 гг. (Венцюлис и др., 2007; Абрамов и др., 2009)

Компоненты	Содержание по отношению к общей массе, %			
	1977	1988	1996	2008
бумага, картон	34,0	37,3	36,0	19,7
пищевые отходы	33,4	30,6	27,5	18,0
полимерные материалы	1,6	5,4	6,1	14,2
дерево	2,4	1,9	4,1	0,9
металлолом черный	4,8	3,3	4,0	1,6
кожа, резина	2,2	0,5	1,5	0,8
текстиль	4,6	5,4	5,1	1,6
стекло	4,6	3,4	3,3	16,8
отсев ≤ 16 мм	7,9	9,7	9,0	10,4
прочее	1,6	1,4	2,2	12,1

Для количественной оценки изъятия отдельных биофильных элементов из биологического круговорота при захоронении их на свалках (полигонах) нами использованы данные по химическому составу ТБО для средней климатической зоны, представленные Н. И. Игнатовичем и Н. Г. Рыбальским (1998 (3)) – таблица 1.3.

Расчет проводили по формуле:

$$M = m(100 - V) C_n / 10000,$$

где M – количество биофильного элемента, поступающее на свалки (полигоны), млн. т в год; m – количество захораниваемых ТБО, млн. т в год; V – влажность ТБО, %; C_n – содержание элемента (углерод, азот или фосфор) в ТБО, % на сухое вещество (табл. 1.3).

Таблица 1.3. Химический состав твердых бытовых отходов, % сухой массы (Игнатович, Рыбальский, 1998 (3))

Показатель	Предел изменения для климатической зоны		
	средней	южной	северной
органическое вещество	56–72	56–80	55–60
зольность	28–44	20–44	40–45
общий азот	0.9–1.9	1.2–2.7	1.2–1.6
кальций	2–3	4–5.7	2.1–4.8
углерод	30–35	28–39	28–30
фосфор	0.5–0.8	0.5–0.8	0.4–0.5
общий калий	0.5–1	0.5–1.1	0.4–0.5
сера	0.2–0.3	0.2–0.3	0.2–0.3
pH	5–6.5	5–6.5	5–6.5
влажность, %	40–50	40–70	43–48

Круговорот углерода

Главным участником биотического круговорота является углерод как основа органических веществ. Круговорот углерода занимает ключевое место в глобальной экодинамике (Акимова, Хаскин, 2000). Биотический круговорот в целом – это циклы отдельных элементов, связанные между собой количественными отношениями. Цикл органического углерода приводит в движение все остальные циклы (Базилевич, Титлянова, 2008).

Имеется информация о следующих изменениях в глобальном цикле углерода:

- 1) Наблюдается увеличение концентрации CO_2 в атмосфере: в настоящее время концентрация CO_2 достигает 370 ppm, что на 28% выше доиндустриального уровня. Наблюдаемое изменение круговорота углерода происходит главным образом вследствие антропогенного возмущения биоты суши и прямых антропогенных возмущений окружающей среды, в основном из-за сжигания ископаемого топлива. Океанская биота сохраняет устойчивость и продолжает частично компенсировать возмущения окружающей среды, но она уже не справляется с глобальными антропогенными возмущениями, что и приводит к глобальным изменениям в атмосфере и океане (Горшков, 1995).
- 2) Глобальный цикл углерода существенно изменен в результате интенсивного земледелия и сжигания больших количеств ежегодно продуцируемой биомассы в качестве топлива, а также вследствие лесных пожаров. Предполагают, что в общепланетарном масштабе годовой почвенный цикл углерода идет с дефицитом, т.е. идет разрушение гумуса на планете, что может в конечном итоге сказаться на функционировании и устойчивости биосферы в целом (Почвоведение, 1988).

Из вышеизложенного следует, что наряду с увеличением концентрации CO_2 в атмосфере происходит снижение запасов органического углерода в почве. Так, по данным В. Г. Горшкова (1995), средние потери углерода почвы при переходе ее в культурное состояние составляют 30%. Максимум достигается в тропиках и составляет 70%.

Использование переработанных ТБО для повышения плодородия почв можно рассматривать как один из путей возврата органического углерода в биологический круговорот веществ. Массовая доля углерода в ТБО составляет около 33% на сухое вещество (табл. 1.3). Принимая, что в настоящее время в мире образуется 550–660 млн. т ТБО в год (см. раздел 1.1), и в общемировом масштабе переработке (сжиганию, компостированию, сепарации) подвергается только 10% ежегодно образующихся отходов, получаем, что на свалках ежегодно захоранивается 495–594 млн. т ТБО. Следовательно, при средней влажности ТБО 50%, в настоящее время на свалки поступает от 82 до 98 млн. т органического углерода.

О. И. Минько и А. Б. Лифшиц (1992) приводят сходные оценки. Показано, что по порядку величины количество углерода, ежегодно поступающее на свалки, соответствует количеству, ежегодно поступающему в донные океанические осадки или притекающему в биосферу из глубинных слоев планеты в

виде CO_2 и углеводородных газов и составляющему 100–200 Тг (100–200 млн. т).

В почвенном резервуаре в форме гумуса находится 2020 млрд. т органического углерода. Ежегодно в почвенный резервуар с растительными остатками поступает 2,5 млрд. т органического углерода. В атмосферу возвращается большая часть ассимилированного углерода – 2,2 млрд. т в год (Добровольский, Никитин, 2000).

Сопоставление этих данных с расчетными значениями ежегодно поступающего на свалки углерода показывает, что количество углерода, захораниваемого на свалках равно 3,3–3,9% от ежегодного поступления его в почву с растительными остатками.

Рассчитанная нами по данным Т. А. Акимовой и В. В. Хаскина (2000) масса углерода в биомассе живого вещества биосферы в настоящее время составляет 340 млрд. т. Ежегодно нетто-биопродукция биосферы по углероду составляет около 35 млрд. т. Такое же количество высвобождается в процессе дыхания и деструкции.

Таким образом, количество углерода, ежегодно захораниваемого на свалках составляет до 0,28% от биопродукции биосферы (по углероду). И если в биосфере процессы синтеза и распада совпадают с точностью до 10^{-4} , замкнуты до 10^{-3} и, значит, скоррелированы с точностью до 10^{-7} (Горшков, 1995), то в условиях свалок не существует равновесия между поступлением углерода и выведением его в атмосферу, а происходит накопление органического углерода. Известно (Минько, Лифшиц, 1992), что примерно 40–50% захороненного с ТБО органического углерода в течение первых десятилетий возвращается в круговорот в виде CH_4 и CO_2 . Оставшаяся часть переходит в результате гумификации и консервации в стабильные формы и выводится из круговорота на сроки, исчисляемые, вероятно, столетиями. Авторы утверждают, что представленные оценки глобальных потоков и резервуаров органического углерода, связанных с захоронением ТБО, дают основания предполагать, что свалочные отложения планеты в настоящее время играют значимую роль в формировании биосферного цикла органического углерода.

Круговорот азота

В современную эпоху заметно усилился процесс обогащения окружающей среды соединениями азота, о чем свидетельствует, например, повышение уровня нитратов в природных водах в 2–4 раза (Орлов и др., 2002).

Круговорот азота в биосфере сопряжен с круговоротом углерода, соотношение между этими элементами в составе биомассы составляет 1:55 (по массе) (Акимова, Хаскин, 2000). Соответственно ежегодно биопродукция биосферы по азоту составляет около 0,63 млрд. т.

На свалки, по нашим оценкам, в настоящее время в мировом масштабе ежегодно поступает 4–4,7 млн. т азота (при среднем содержании азота в ТБО 1,6% на сухое вещество). Сравнение этих величин с данными о размерах биогенного и техногенного связывания азота в биосфере, которые приведены в работе Д. С. Орлова и др. (2002) показывает (табл. 1.4), что количество ежегодно

поступающего на свалки азота составляет:

- 1) до 0,7% от ежегодной биопродукции биосферы по азоту;
- 2) до 8,5% от содержания азота в ежегодно производимых удобрениях;
- 3) до 13% от количества азота, ежегодно фиксируемого бобовыми в сельском хозяйстве;
- 4) до 13 % от количества азота, ежегодно связываемого в мировом океане.

Таким образом, свалки (полигоны) ТБО можно рассматривать как антропогенные концентраторы азота и долговременный источник поступления его в окружающую среду.

Таблица 1.4. Размеры биогенного и техногенного связывания азота в биосфере, млн. т в год (Орлов и др., 2002)

Биогенные источники	Азот	Небиогенные источники	Азот
Бобовые (в сельском хозяйстве)	35	Электрические разряды в атмосфере	10
Рис	4	Сжигание ископаемого топлива	20
Другие культуры	45	Промышленный синтез: – удобрения – другие продукты	55 10
Лука и пастбища	45		
Леса	40	Всего	95
Пустоши	10		
Всего			
– на суше	179		
– на морях	36		

Круговорот фосфора

В отличие от циклов углерода и азота цикл фосфора в биосфере существенно разомкнут, так как значительная часть континентальных фосфатов попадает в глубинные осадки и накапливается там, выключаясь из биологического круговорота. Эта разомкнутость существенно усилена антропогенным вмешательством и не компенсируется применением фосфорных удобрений (Акимов, Хаскин, 2000).

Исходя из принятых выше допущений и данных таблицы 1.3 (вероятно, авторы приводят содержание фосфора в пересчете на P_2O_5), ежегодно в мире в настоящее время на свалках захоранивают 0,6–0,8 млн. т фосфора (P) (при среднем содержании P_2O_5 в ТБО 0,6% на сухую массу).

Фосфор отличается отсутствием газообразных соединений. И если, как отмечают Д. С. Орлов и др. (2002), углерод и сера могут уходить в газообразной форме в атмосферу, то соединения фосфора накапливаются в местах складирования отходов.

Годовая продукция органического вещества современной биосферы составляет (на сухое вещество) 212 млрд. т, в том числе фосфора – 0,02% (среднее содержание в живом веществе биосферы) (Акимов, Хаскин, 2000). Таким образом, ежегодное поступление фосфора в биомассу биосферы составляет порядка 42 млн. т. Сопоставляя эту величину с количеством фосфора, ежегодно посту-

пающим на свалки, получаем, что количество захораниваемого фосфора составляет до 1,9% от поступления этого элемента в биомассу биосферы.

Ежегодное внесение фосфора с минеральными удобрениями составляет $n \cdot 10^7$ т (Орлова и др., 2002). Эта величина в пределах погрешности оценок сопоставима с данными о ежегодном поступлении фосфора на свалки.

1.2.2. Изменение качества окружающей среды при термическом обезвреживании твердых бытовых отходов (сжигании)

Сжигание ТБО является вынужденной мерой при постоянно растущей массе отходов (Современные методы ..., 1995). Особенно это касается плотно населенных стран, таких как Швейцария, Нидерланды, Япония, из-за дефицита площадей для полигонов захоронения отходов, а также в связи с ужесточением с 2000–2002 гг. требований по приему органических компонентов отходов на полигоны – не более 3–5% (Абрамов, Юдин, 1999).

На начало 90-х годов наибольшее количество мусоросжигательных заводов (МСЗ) насчитывалось в Японии – 1900, Франции – 170, США – 168 и Италии – 92 (Плетнев, 1998). В СССР термическая переработка ТБО началась с 1972 года: в девяти городах было построено 13 МСЗ первого поколения (три из них – в Москве). Все эти заводы практически не имели газоочистки и почти не использовали вырабатываемое тепло. Все они морально устарели и не отвечают современным требованиям по экологическим показателям. Поэтому большинство этих заводов закрыто, а оставшиеся подлежат реконструкции (Федоров и др., 2002). По данным (Концепция обращения ..., 2003) в России эксплуатируется 4 завода (два – в Москве, по одному – в Пятигорске и Мурманске); по данным В. Г. Систер и др. (2001), МСЗ имеются также во Владивостоке и Сочи; имеются сведения о наличии завода в г. Череповце Вологодской области (Попова, 2002). В странах Европейского Союза к началу XXI века подвергалось сжиганию около 23% образующихся ТБО (Венцилис и др., 2007).

Термический метод переработки и утилизации ТБО подразделяют на три способа (Бельямовский, 1993): слоевое сжигание исходных (неподготовленных) отходов в мусоросжигательных котлоагрегатах; слоевое или камерное сжигание освобожденных от балластных фракций отходов в энергетических котлах совместно с природным топливом или в цементных печах; пиролиз. При слоевом сжигании выделяется большое количество загрязняющих веществ, поэтому МСЗ требуют высокоэффективных систем газоочистки.

К преимуществам метода термического обезвреживания отходов относят (Абалкина, 1992; Абрамов, Юдин, 1999 (2)):

- 1) значительное (до 90%) сокращение объемов отходов;
- 2) высокую производительность систем термического обезвреживания отходов;
- 3) возможность выработки тепловой и электрической энергии.

Специалистами США и Германии подсчитано, что вовлечение всех твердых бытовых отходов в энергетическое использование покрыло бы энергетическую потребность этих стран на 2–3% (Игнатович, Рыбальский, 1998 (2)). По данным, представленным в работе Л. Г. Федорова и др. (2002), при сжигании

1 т ТБО можно получить 1300–1700 кВт·ч тепловой энергии или 300–550 кВт·ч электроэнергии.

По некоторым данным (Абалкина, 1992; Современные методы ..., 1995) средняя теплотворность 1 т городских ТБО составляет свыше 25 млн. ккал, что эквивалентно сжиганию 250 л сырой нефти.

Однако, как отмечают многие авторы (Ветрова, 1998; Плетнев, 1998; Игнатович, Рыбальский, 1998 (2)), несмотря на кажущуюся целесообразность сжигания отходов, в развитых странах идет закрытие старых МСЗ, и вводятся запреты на строительство новых. В США было закрыто несколько десятков таких предприятий. Во многих штатах США и Канады строительство новых МСЗ запрещено законодательно. Волна закрытий МСЗ охватила всю Западную Европу. В Великобритании (официально – по причине высокой себестоимости их работы) закрыты более половины МСЗ, а создание новых оказалось под запретом по причине их экологической опасности. В Швеции, Ирландии, Бельгии, Греции, Люксембурге, Норвегии, Финляндии, Испании, Австрии на технологические параметры мусоросжигательных установок введены серьезные ограничения.

Начало этапа планового закрытия МСЗ относится к 1990 году, когда в Германии вышло законодательное ограничение на содержание выбрасываемых в атмосферу двуокиси азота и фуранов (Современные методы ..., 1995). После введения норм Европейского Союза (НЕС) на выбросы МСЗ, в Нидерландах из имевшихся в стране 12 МСЗ было закрыто 4 (Юфит, 1999).

Сжигание сопровождается процессом распределения химических веществ между продуктами сжигания отходов. Этот процесс зависит от способности химических элементов и их соединений переходить в газовую фазу при горении отходов. Следствием является образование различных продуктов, которые по своим физическим свойствам и химическому составу существенно отличаются друг от друга и от исходных ТБО. Система образования продуктов сжигания ТБО представлена на рисунке 1.2.

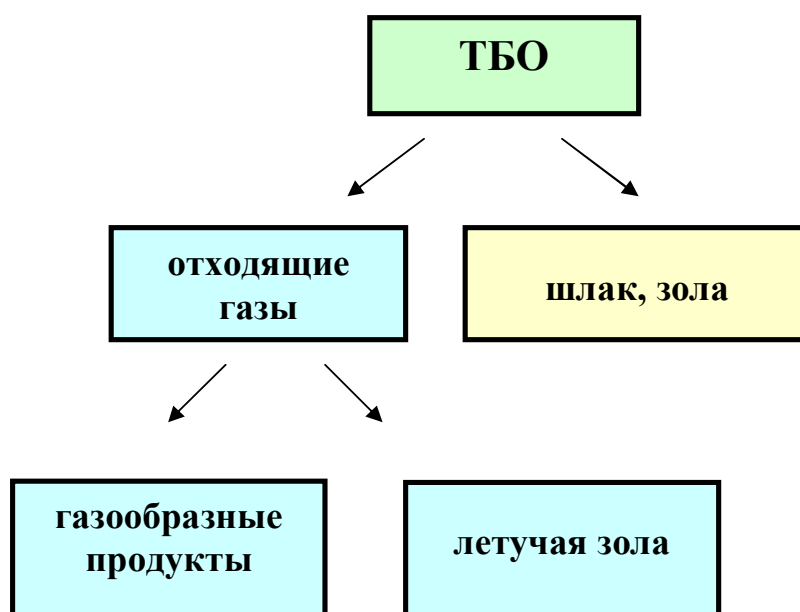


Рис. 1.2. Система продуктов сжигания твердых бытовых отходов

Основную экологическую опасность при сжигании ТБО представляют отходящие газы (Левинский и др., 1997; Современные методы ..., 1995). В зависимости от схемы переработки при сжигании 1 т ТБО выделяется от 3,5 до 5 м³ газообразных продуктов в виде двуокси углерода, паров воды и различных примесей. Содержание загрязняющих веществ в них зависят от состава ТБО и эффективности сортировки. В отходящих газах присутствуют органические соединения – альдегиды, фенолы, хлорорганические соединения (в том числе диоксины, фураны), соединения тяжелых металлов, оксиды азота и углерода, фтористый и хлористый углерод. Запыленность отходящих газов составляет 25–50 кг/т ТБО.

В зависимости от мощности, на одном МСЗ сжигают от 40 тыс. т до 1 млн. т ТБО в год (Административная сводка ..., 1997). Следовательно, ежегодно 1 МСЗ может выбрасывать в атмосферу от 140 тыс. до 5 млн. м³ газообразных продуктов.

Летучая зола отличается наиболее высоким содержанием тяжелых металлов (Cd, Sb, Zn, Pb) и мышьяка, способных переходить в газовую фазу при горении отходов; большая часть металлов улавливается при газоочистке. В таблице 1.5 представлены концентрации тяжелых металлов в летучей золе перед газоочисткой, средние концентрации тяжелых металлов в ТБО и рассчитанные нами коэффициенты концентрирования (отношения концентраций ТМ в летучей золе и ТБО).

Таблица 1.5. Среднее содержание тяжелых металлов в твердых бытовых отходах и летучей золе, мг/кг

Элемент	ТБО (C ₁) (Дубинская, 1998* Матросов, 1999**, Алборов, Степанова 2002***; Крельман, 1993****)	Летучая зола (C ₂) (Reid; Greenberg, 1978)	Коэффициент концентрирования (C ₂ / C ₁)
Fe	2000–66000*	4000–52000	0,8–2
Al	5000–24000*	9000–135000	2–6
Pb	200–2100*	4000–10000	5–20
Ni	100–500*	670–740	2–7
Zn	200–2200*	10000–27000	12–50
Cu	200–1000**	700–1800	2–4
Cd	5–15**	42–1400	8–93
Sb	9–26****	30–1000	3–38
V	3–23****	20–140	6–7
Sn	27–56****	1100–4400	41–79
Cr	50–250****	270–1330	5
As	0,2–4****	10–120	30–50

Концентрации Sn, Sb, As, Cd, Zn и Pb в летучей золе могут в десятки раз превышать концентрации этих элементов в ТБО (табл. 1.5).

В дымовые газы переходит 95% Hg, 75–90% Cd, 75% As, 27–40% Zn, 30–35% Pb от исходного их содержания в ТБО (Крельман, 1993). Капитальные затраты на систему очистки выбросов составляют до 50% стоимости завода (Кос-

товецкий, 1999). Все способы газоочистки сложны, требуют дорогих коррозионно-стойких металлов и не обеспечивают полной очистки отходящих газов. Некоторые элементы (в частности ртуть) уловить практически невозможно (Игнатович, Рыбальский, 1998 (1)).

Ртуть из труб МСЗ поступает в атмосферу в формах паров (7%) и хлоридов (70%). И те, и другие токсичны и являются потенциальными нейротоксинами (Юфит, 1999). Содержание ртути в ТБО составляет 2–4 мг/кг и, как уже отмечалось выше, 95% ее при сжигании переходит в дымовые газы (Крельман, 1993). Следовательно, средний МСЗ с производительностью 500 тыс. т в год ежегодно выбрасывает в атмосферу от 950 до 1900 кг ртути.

Мусоросжигательные печи могут быть источником выброса Zn, Cd и Sb, а также значительных количеств As и Sn (Дубинская, 1998). Содержание кадмия в ТБО составляет от 5 до 15 г/т (Матросов, 1999). До 12% Cd выбрасывается в атмосферу (Юфит, 1999). Следовательно, МСЗ с производительностью 500 тыс. т в год ежегодно будет выбрасывать в атмосферу от 300 до 900 кг кадмия.

Тяжелые металлы оседают вокруг МСЗ в соответствии с розой ветров и образуют характерное пятно загрязнения (Юфит, 1999). Содержащиеся в дымовых газах ртуть, свинец, цинк и кадмий находятся в водорастворимых формах и при оседании на земную поверхность могут попадать в грунтовые воды (Крельман, 1993).

Углерод, входящий в состав органических соединений, составляет около 30% массы ТБО (Матросов, 1999). Около 1% углерода, введенного в сжигатель, покидает его со шлаком, 0,1% связывается с летучей золой и около 0,01% выбрасывается в виде микрозагрязнений. Остальной углерод превращается в окислы углерода (главным образом, в углекислый газ). Концентрация общего органического углерода в среднем составляет в шлаках -10 г/кг, в летучей золе -40 г/кг, а в газах 20 мг/м³. В число микрозагрязнителей входят такие токсичные вещества, как полихлорированные дибензо-*p*-диоксины (ПХДД), полихлорированные дибензофураны (ПХДФ), полихлорированные бифенилы (ПХБ) и полиароматические углеводороды (ПАУ). МСЗ являются основным источником выбросов диоксинов. ПАУ опасны при концентрациях несколько мкг на м³, а диоксины – при долях нг/м³ (Юфит, 1999).

Согласно существующим Европейским нормам выбросы диоксинов и фуранов не должны превышать 0,1 нг/м³, а пыли – менее 10 мг/м³ (Федоров и др., 2002). Измерения, проведенные в 1987–1990 гг., показали, что в отходящих газах МСЗ Канады и Норвегии содержание диоксинов составляло 0,063–0,597 и 0,047–1,8 мкг/м³ соответственно. В США в 1994 году было проведено обследование 12 МСЗ: все они показали крайне высокие уровни выбросов (Юфит, 1999).

ПХДД и ПХДФ образуются при горении хлорсодержащих материалов (например, изделий из поливинилхлорида). Высокотемпературный синтез этих соединений происходит также при совместном сжигании не содержащего хлора органического материала и неорганических хлоридов (Исидоров, 1999).

Вокруг МСЗ (даже полностью удовлетворяющих нормам ЕС) создается зона загрязнения в радиусе до 1,5 км, а при его многолетней работе она охватывает более 30 км. Так, в результате многолетней работы МСЗ в Роттердаме (Нидерланды) в радиусе до 40 км от него загрязнение коровьего молока диоксинами достигло такого уровня, что его продажа и потребление были запрещены. Высокий уровень содержания диоксинов в отходящих газах на сжигателе в Цаандштадте привел к заражению прилегающей территории, превышающему среднее загрязнение в Нидерландах в 50–100 раз (Юфит, 1999). Исследования, проведенные в Японии вблизи одного из МСЗ (японские МСЗ одни из лучших в мире), показали, что в период 1985–1990 гг. в радиусе до 1,1 км 42% умерших погибли от рака, а в радиусе от 1,1 до 2,0 км – 20%. Последнее значение было близко к среднему для этого региона, то есть на расстоянии от МСЗ более 1 км не было выявлено увеличения числа случаев раковых заболеваний (Сапожникова, 2003).

Как в атмосфере, так и в водной среде ПХДД и ПХДФ находятся в адсорбированном состоянии. Попадая в почву, они накапливаются в поверхностном слое и практически не подвергаются выщелачиванию. Эти соединения чрезвычайно устойчивы к гидролизу и микробиологическому разложению. В почвах они сохраняются до 10 лет. Вместе с тем установлено, что на поверхности частиц и в растворах они могут подвергаться дехлорированию при облучении светом длиной волны менее 310 нм (Исидоров, 1999).

В составе твердых продуктов сжигания ТБО выделяют следующие компоненты: лом черных металлов (14%), лом цветных металлов (0,7%) и золошлаковый материал – (84%). В целом продукты сжигания твердых бытовых отходов имеют сходный микроэлементный состав (табл. 1.6), они обогащены по сравнению с литосферой Вi (в сотни – тысячи раз), Ag, Sn, Pb Cd, Sb (в десятки - сотни раз), Cu, Zn (в десятки раз), Cr, Hg (в несколько раз). В осевшей на электрофилтрах летучей золе, содержание перечисленных химических элементов еще выше (Геохимия ..., 1990). При сжигании 1 тонны ТБО образуется 0,25–0,4 тонн шлака и золы (Абалкина, 1992).

Таблица 1.6. Содержание химических элементов в продуктах сжигания твердых бытовых отходов (Геохимия ..., 1990)

Элемент	Продукты сжигания ТБО		Летучая зола	
	содержание, %	Коэффициент концентрирования	содержание, %	коэффициент концентрирования
Вi	0,0003–0,0013	300–1300	0,01	10000
Ag	0,0006–0,0021	86–300	0,003–0,01	430–1430
Sn	0,02–0,18	80–720	0,22–0,3	880–1200
Pb	0,155–0,186	97–116	0,45–1,0	281–625
Cd	0,0005–0,0012	38–923	0,005–0,01	380–770
Sb	0,003–0,009	60–180	0,01–0,02	200–400
Cu	0,15–0,4	32–85	0,07–0,30	15–64
Zn	0,18–0,56	22–68	1,0–3,0	120–360
Cr	0,06–0,16	7–20	0,08–0,6	10–200
Hg	0,00004–0,00009	5–10	–	–

Примечание: Коэффициенты концентрирования рассчитаны относительно содержания элементов в литосфере.

Шлаки менее опасны для окружающей среды, чем летучая зола, но в них также присутствуют ПАУ (в том числе бенз[а]пирен), диоксины, неопознанные органические токсиканты. Выше отмечалось, что в шлаках содержится общего органического углерода в среднем 10 г/кг, а состоит он из ПАУ, диоксинов и других токсичных веществ. Наблюдаются также повышенные концентрации тяжелых металлов (Юфит, 1999).

В шлак переходит почти все железо (99%) (Юфит, 1999), а также 90% никеля, меди, хрома (Крельман, 1993) и до 70% серы (Матросов, 1999). Следует отметить, что вывоз на свалки шлаков может представлять особую опасность, так как при взаимодействии их с водой в раствор переходят не только металлы (Pb, Cr; Cu; Ni, Cd), но и ПАУ (Юфит, 1999).

Шлаки находят ограниченное применение, в основном, в качестве пересыпного материала на свалках или несущего материала при укладке дорог (Шубов и др., 1998). Предпринимаются попытки использовать шлаки и золу МСЗ для производства бордюрных камней, барьерных рифов и блоков для строительства. В таблице 1.7 представлены данные по содержанию ТМ в блоках, изготовленных с добавлением шлака и летучей золы МСЗ. Существует мнение, что ТМ могут вымываться из блоков дождями (Юфит, 1999). Рассчитанные нами на основании данных С. С. Юфита (1999) коэффициенты концентрации показывают, что в строительных блоках, изготовленных из отходов сжигания ТБО, концентрации цинка, свинца, меди и кадмия могут быть в сотни раз больше, чем в обычных цементных блоках (табл. 1.7).

Таблица 1.7. Содержание токсичных металлов в блоках из цемента, блоков с добавками летучей золы и блоков с добавлением смеси летучей золы и шлаков МСЗ, мг/кг (Юфит, 1999)

Элемент	Блоки с летучей золой (C ₁)	Блоки со шлаком и летучей золой (C ₂)	Обычные цементные блоки (C ₃)	Коэффициенты концентрации	
				C ₁ /C ₃	C ₂ /C ₃
Zn	18618	4482	53	351	85
Pb	7278	5137	4	1819	1284
Cu	606	4668	13	47	359
Ni	78	109	47	2	2
Cr	190	146	31	6	5
Cd	731	44	0,26	2811	169

Тем не менее, некоторые авторы (Кабанова и др., 2010) продолжают активно пропагандировать использование зол и шлаков МСЗ при производстве цемента и керамики.

МСЗ заводы могут также рассматриваться как источник загрязнения гидросферы. На тонну сжигаемых отходов в среднем образуется 2,5 м³ сточных вод. Эта вода сильно загрязнена солями и токсичными металлами и всегда либо сильнощелочная, либо сильноокислая. Источниками загрязнения сточных вод являются вода для охлаждения шлака, скрубберы для улавливания кислых газов

после их охлаждения при выходе из печи и вода для смыва осадков с фильтров. Известны случаи загрязнения диоксинами донных отложений водоемов и водотоков. Снизить образование отходов от работы фильтров и мокрых скрубберов для нейтрализации кислых газов невозможно, так как чем лучше очистка, тем больше объем загрязненной воды, илов и загрязненной массы с фильтров (Юфит, 1999).

Таким образом, термическое обезвреживание ТБО приводит к следующим последствиям:

- 1) Образование твердых отходов сжигания (шлак, летучая зола). При сжигании 1 т ТБО образуется 25–50 кг летучей золы и 0,25–0,4 т шлаков, концентрации тяжелых металлов в которых может в десятки раз превосходить концентрации в исходных ТБО и в сотни раз – концентрации в литосфере. Эти отходы требуют нейтрализации и утилизации.
- 2) Если при сжигании объем ТБО сокращается на 90%, то масса – на 60–75%. Очевидно, что сокращение массы отходов происходит за счет выбросов газообразных продуктов в атмосферу. Таким образом, при сжигании 1 т ТБО должно выбрасываться от 0,6 до 0,75 т отходящих газов.
- 3) Около 30% массы ТБО составляет углерод, входящий в состав органических соединений. При их сжигании 98,9% углерода превращается в окислы углерода. То есть, при сжигании 1 т ТБО в атмосферу выбрасывается 0,3 т углерода (в основном в виде CO_2).
- 4) Сжигание органосодержащих веществ приводит к синтезу особо опасных экотоксикантов – полихлорированных дибензо-*n*-диоксинов (ПХДД), дибензофуранов (ПХДФ), бифенилов (ПХБ) и полиароматических углеводородов (ПАУ). Эти вещества поступают в окружающую среду с выбросами МСЗ, твердыми отходами сжигания и сточными водами.
- 5) Даже при самых современных системах газоочистки часть летучих ТМ выбрасывается в атмосферу. МСЗ могут быть источником поступления в окружающую среду Hg, Zn, Cd, Sb, а также значительных количеств As и Sn.
- 6) Вокруг МСЗ (даже полностью удовлетворяющих нормам ЕС) создается зона загрязнения диоксинами в радиусе до 1,5 км, а при многолетней работе МСЗ до 30 км.
- 7) При сжигании безвозвратно теряются ценные компоненты ТБО.

1.2.3. Изменение качества окружающей среды при механизированной переработке твердых бытовых отходов

В качестве альтернативы сжигания в мировой практике развивались биотермические методы переработки ТБО. Наиболее распространены три метода аэробной ферментации:

- компостирование (ферментация) в биобарабанах;
- туннельное компостирование (ферментация);
- компостирование (ферментация) в бассейне выдержки.

Биотермические методы могут использоваться как для получения отдельных видов продукции (компост), так и для получения полупродуктов (стабилизированная органическая фракция для использования в качестве топлива, сырья для производства спирта, строительных материалов) (Шубов, 1998). Общим для этих методов является использование термогенеза - саморазогревания органических масс, возбудителем которого являются аэробные сапрофитные микроорганизмы (Арзамасова, Рышкова, 1979).

В Западной Европе в компост перерабатывается в среднем 17% ТБО: больше всего – в Австрии (40%), Италии (34%), Нидерландах (27%) и Бельгии (25%) – рисунок 1.1. В Германии с 1999 по 2003 гг. производство компоста из ТБО возросло с 300 тыс. т до 2 млн. т, а количество крупных установок для компостирования – с 25 до 150 (Сапожникова, 2003). В Турции компостируют около 30% отходов. В Китае действуют компостные установки производительностью до 1000 т/сут (Беньямовский, 1994). Расширяется применение компостирования в США: в 1988 г. проектировались, строились и эксплуатировались 219 компостных установок (Левинский и др., 1997).

В республиках бывшего СССР с 1971 по 1994 гг. было построено 9 заводов механизированной переработки твердых бытовых отходов (МПБО) – в городах Санкт-Петербург, Нижний Новгород, Ташкент, Алма-Ата, Баку, Тбилиси, Минск, Могилев (Шубов и др., 1998). В настоящее время в России действуют 3 мусороперерабатывающих завода, один из них находится в Тольятти, а два других – в Санкт-Петербурге (Кадыров, 2006). Завод в Нижнем Новгороде, открытый в 1987 году, сгорел в 1993 г. и до сих пор не восстановлен.

В Санкт-Петербурге примерно 30% ТБО перерабатывается на заводах МПБО-1 и МПБО-2 (Экологическая обстановка..., 1997). Эти заводы работают по технологии аэробного биотермического компостирования и имеют оборудование для трех технологических операций: приема и предварительной подготовки отходов; биотермического аэробного компостирования; окончательной обработки и складирования компоста. Из отходов извлекают пластик и лом черных и цветных металлов, которые можно использовать в качестве вторичного сырья. На комплексном заводе МПБО-1, кроме того, предусматривается сжигание или пиролиз некомпостируемых фракций, отделившихся при предварительной и окончательной обработке отходов. В 2011 г. Петербург подписал соглашение с консорциумом греческих компаний о строительстве мусороперерабатывающего завода, мощность которого составит 350 тыс. тонн в год с возможностью увеличения до 460 тыс. тонн. Завод планируется ввести в эксплуатацию весной 2015 года.

В зависимости от размера биобарабана и числа технологических линий, заводы МПБО имеют производительность от 300 тыс. до 1,5 млн. м³ ТБО в год (Мирный, 1991; Экологическая обстановка..., 1997). На комплексных заводах с предварительным грохочением ТБО 40–50% материала с первичного грохота направляют на сжигание. Выход компоста составляет 35–42% от массы отходов (Мирный, 1995). Продукт пиролиза - пирокарбон может быть использован в металлургии взамен графита или при производстве асфальта как наполнитель битумных материалов (Крельман, 1993). Цветной металлолом, содержание кото-

рого в ТБО до 1990 г. не превышало 0,2–0,3%, а после 1995–1999 гг. увеличилось до 0,5–0,7%, извлекается из компоста и крупного отсева. Производится сепарация стекла и пленки (Мирный, 2002).

Биотермическое разложение органического вещества ТБО происходит в результате жизнедеятельности сапрофитных аэробных микроорганизмов. В биотермическом барабане в течение 2–3 суток компостируемый материал разогревается до 55–60°C. На первой стадии происходит ускоренное размножение неспорозных мезофильных микроорганизмов с температурным оптимумом развития 20–35°C. Источником энергии для бактерий служат легкоразлагаемые органические соединения, содержащиеся в основном в пищевых отходах (углеводы, органические кислоты, белки). Происходит интенсивный распад органического вещества с выделением тепла, CO₂ и H₂O. При повышении температуры до 42–50°C начинается размножение спорозных бактерий аммонифицирующей группы, разрушающих углеводы, пектиновые вещества и другие соединения. Помимо CO₂ и H₂O выделяется CH₄. В дальнейшем происходит смена микрофлоры, начинают развиваться термофильные, бактериальные формы микроорганизмов. Процесс аммонификации идет еще интенсивнее. Температура массы повышается, достигая 55–60°C. Высокая температура, а также выделяемые микроорганизмами антибиотические вещества являются факторами, губительно влияющими на болезнетворные и фитопатогенные бактерии, личинки мух и яйца гельминтов. Потери в сухом весе достигают 3–4% (CO₂ и H₂O). Дальнейший процесс трансформации органического вещества будет зависеть от условий применения или хранения компоста (Мирный, 1995; Арзамасова, Рышкова, 1979).

Метод компостирования называют наиболее чистым методом переработки отходов (Скорик и др., 1998; Волковинский, 1999; Венцилис и др., 2007), так как он не сопровождается выбросом загрязняющих веществ в атмосферу и сбросом загрязненных сточных вод. Заводы МПБО являются экологически чистыми предприятиями, их выбросы в воздушный бассейн значительно ниже установленных предельно допустимых норм. Проведенные анализы выходящих из биотермического барабана газов показали, что при активном биотермическом процессе преобладающим газом, наряду с парами воды, является CO₂ (Мирный, 1995; Мирный, 2000).

При использовании в России и странах СНГ этого метода переработки ТБО отмечается ряд недостатков:

- 1) Поскольку в компост перерабатывается менее половины сухой массы поступающих на завод ТБО, этот метод может использоваться только в сочетании с другими методами обезвреживания отходов (сжигание, захоронение). Некомпостируемые фракции (дерево, пластмасса, резина, камни и др.) либо вывозят на полигоны, либо временно складывают на территории завода. В Санкт-Петербурге проведены опыты по использованию некомпостируемых отходов для заполнения старых карьеров с последующей рекультивацией. (Скорик и др., 1998; Венцилиси др., 2007).

- 2) Основной продукт биотермической переработки твердых бытовых отходов (компост) загрязнен солями тяжелых металлов. Причина – отсутствие

системы селективного сбора ТБО и глубокой сортировки. В связи с этим в настоящее время применение компоста для повышения плодородия почв ограничено. Использование компоста для облагораживания свалок нельзя рассматривать как целевое. Имеются сведения (Левинский и др., 1997; Геохимия..., 1990) о загрязнении почв сельхозугодий тяжелыми металлами при использовании компоста из ТБО.

3) Невостребованный компост складировать на специально оборудованных площадках на территории завода. Следовательно, при длительном хранении он может рассматриваться как потенциальный источник поступления в атмосферу биогаза.

Однако исследования показывают, что все эти недостатки устраняются при совершенствовании системы сортировки и технологии переработки ТБО. Содержание тяжелых металлов и балластных включений может быть снижено при тщательном сепарировании ТБО перед компостированием (Schulz, Romheld, 1997) и при просеивании готового компоста через сито с ячейками 9,5 мм (Das KC. et al., 2002).

Содержание тяжелых металлов в компосте может быть в десятки раз снижено технологическими мероприятиями (Скворцов и др., 1999; Крельман, 1993). Основная масса цинка и свинца содержится в бумаге, а хрома и меди - в коже и резине. Для снижения их содержания в компосте в проектах заводов МПБО предусматривается второе грохочение через сито с ячейками 12–15 мм (табл. 1.8).

Таблица 1.8. Содержание микроэлементов в компосте до и после второго грохочения, мг/кг сухой массы (Скворцов и др., 1999)

Элемент	До обработки	После обработки
As	2	не обнаружен
Cr ³⁺	66	24
Ni	42	29,5
Pb	158	64,2
Cu	108	39,8
Zn	609	390

Создана установка по очистке компоста от примесей тяжелых металлов (Крельман, 1993). Опыты дали очень хорошие результаты: содержание цинка уменьшилось в 80 раз, свинца – в 14, кадмия – в 8, меди – в 35 раз и т. д. Начиная с 1992 г. эта установка закладывается в проекты всех новых заводов.

Кроме того, существуют и разрабатываются технологии более совершенные, чем компостирование в биобарабанах. Некоторые авторы (Шубов и др., 1998) утверждают, что из различных технологий биообработки отходов наиболее прогрессивной в настоящее время является технология биотермической аэробной ферментации в бассейне выдержки, разработанная в Швейцарии, при которой процесс ферментации протекает 4 недели и полностью заканчивается с получением сухого стабилизированного продукта (потеря массы вещества – 50%). Этот продукт имеет хороший товарный вид и может использоваться не только в качестве удобрения (практика Италии, Испании и Франции), но и применяться как исходное сырье для производства этилового спирта, как подго-

товленное топливо для сжигания и т.д. США, Германии, Италии, Японии в настоящее время перешли на эту технологию. Также отмечается (Шубов и др., 1998), что из других новых технологий биотермической аэробной ферментации определенного внимания заслуживает туннельное компостирование. В туннеле материал находится 7–10 дней и получается полупродукт (потеря массы исходного вещества – 20–30%, влажность – 30%). При сопоставимой производительности капитальные затраты при туннельном компостировании в 2–3 раза ниже, чем при строительстве цеха ферментации с бассейном выдержки.

Таким образом, предварительная сортировка ТБО и усовершенствование методов их биотермической переработки может позволить получать экологически чистый компост, который найдет широкое применение в сельском, лесном и садово-парковом хозяйствах.

Основные аргументы в пользу развития методов биотермической переработки ТБО:

1) Все перечисленные биотермические методы переработки позволяют превращать самую реакционно-способную часть ТБО – органосодержащие вещества в продукт (компост), использование которого для повышения плодородия почв решает следующие экологические проблемы:

- a) Снижение негативного воздействия на окружающую среду продуктов трансформации на свалках и полигонах или сжигания органосодержащей фракции ТБО. При обезвреживании отходов в биобарабанах потери в сухом весе составляют 3–4%, то есть выбросы в атмосферу (CO_2) – всего 30–40 кг на тонну отходов.
- b) Возвращение органических и минеральных веществ в биологический круговорот.
- c) При условии внесения разумных количеств отходов, почвенная микрофлора сможет обеспечить их переработку. Одновременно частично решается проблема производства органических удобрений и мелиорантов.

2) На сегодняшний день из широко применяемых методов обезвреживания ТБО метод биотермической переработки является наиболее экологически чистым.

3) Поскольку неременным условием биотермической переработки ТБО является выдержка компостируемого материала не менее 12 часов при температуре не менее $50\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Мирный, 1995), снижается эпидемиологическая опасность ТБО: уничтожается патогенная микрофлора и яйца гельминтов.

4) В процессе биотермического компостирования происходит уменьшение объема органосодержащих отходов более чем в три раза. По данным А. Н. Мирного (1995), при 2-суточной экспозиции в биобарабанах плотность компостируемого материала возрастает со 160–230 до 600–700 кг/м³.

5) Предварительная сортировка на заводах МПБО позволяет направлять на повторную промышленную переработку ценные утильные фракции ТБО.

6) Переработка отходов во вторичное сырье, учитывая средства, вырученные от продажи восстановленных вторичных материалов оказывается в 3 раза дешевле, чем захоронение и сжигание отходов с учетом соблюдения всех

экологических норм (Абалкина, 1992).

Приведенные аргументы в пользу развития методов биотермической переработки ТБО согласуются с выводами, представленными К. W. Brown et al. (1997).

Отсутствие широкого развития методов биотермической переработки твердых бытовых отходов связано исключительно с недостатками систем их сбора и сортировки. В развитых странах участие граждан в раздельном сборе бытовых отходов стало нормой их жизни (Сапожникова, 2003). Например, в Израиле на улицах повсеместно установлены контейнеры для сбора пластиковых бутылок и газет (рис. 1.3).



Рис. 1.3. Система сбора пластиковых бутылок и газет в г. Натания

Таким образом, биотермические методы переработки позволяют превращать самую реакционно-способную часть ТБО – органосодержащие вещества в компост, использование которого позволяет возвращать в биологический круговорот органические и минеральные вещества и повышать плодородие почв. Включение переработанных отходов в биологический круговорот согласуется с общеэкологической задачей – сохранение устойчивости биосферы. Рассеивание органической фракции ТБО, при условии нормирования и контроля, безопасно для окружающей среды в отличие от сжигания или создания техногенных геохимических образований с аномально высокими концентрациями органического вещества, макро- и микроэлементов (свалки, полигоны). Для эффективного и безопасного использования биотермически переработанных ТБО для повышения плодородия почв необходимо прогнозирование изменения состояния агроэкосистем, исследование процессов распределения химических элементов по структурным компонентам агроценоза в процессе трансформации органического вещества компоста, обоснование подходов к нормированию и контролю при использовании компоста в качестве органического удобрения и мелиоранта кислых почв.

ГЛАВА 2

АГРОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА БИОТЕРМИЧЕСКИ ПЕРЕРАБОТАННЫХ ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ

Продукт биотермической переработки твердых бытовых отходов (компост) представляет собой органо-минеральную массу темно-серого цвета со специфическим запахом.

Химический состав компоста зависит от морфологического состава ТБО, поступающих в биобараны, следовательно, изменяется по сезонам и годам. Известно (Кузьменкова, 1976), что различаются также средние концентрации макро- и микроэлементов в компостах, произведенных в различных странах.

Состав и свойства компоста зависят от условий и продолжительности хранения (Рекомендации по применению..., 1975). Наши исследования показывают, что при хранении компоста в штабелях увеличивается его плотность, происходит уменьшение массовой доли органического вещества и, как следствие, – изменение всех физико-химических показателей качества (ТУ 2189-005-03280885-2003). Содержание органического вещества в свежем компосте составляет не менее 50% сухого вещества. Потери органического вещества, в зависимости от продолжительности и условий хранения, могут достигать 15–50% и более.

В выдержанном компосте по сравнению со свежим увеличивается содержание подвижных соединений фосфора и калия, появляются нитраты (30–80 мг/100 г сухого вещества) и гуминовые вещества – от 5 до 10% (Рышкова и др., 1979).

Для всех компостов, полученных из ТБО, характерно высокое содержание органического вещества, наличие всех элементов, необходимых для питания растений, ростовых веществ и витаминов. Это послужило причиной признания их ценным удобрением (Арзамасова, Рышкова, 1979; Кузьменкова, 1973; Кузьменкова, 1976; Попов и др., 1977; Цуркан и др., 1989; Скворцов и др., 1999).

Л. Н. Александрова (1980) отмечает, что основными параметрами органических удобрений как гумусообразователей являются содержание сухого вещества, азота, зольность и химический состав органической части. Известно (Арзамасова, Рышкова, 1979), что бытовые отходы содержат органические вещества животного и растительного происхождения, включающие углеводы, белки и лигнины. К группе углеводов относят крахмал, и другие легко разлагаемые углеводы, находящиеся в основном в остатках овощей и фруктов, и целлюлозу, содержащуюся в бумаге, текстиле и растительных остатках. Белки представлены в составе животных (мясные, хлебные, рыбные, молочные) и растительных (овощи, фрукты и др.) остатков. Лигнины содержатся в упаковочной бумаге, кожуре овощей и фруктов и др. Примерные предельные значения указанных веществ представлены в таблице 2.1.

По содержанию этих органических веществ бытовые отходы сравнимы с растительными остатками, поступающими в почву. По содержанию прямого предшественника гумусовых веществ – лигнина ТБО близки к злаковым и корням трав (табл. 2.2).

Таблица 2.1. Содержание органических веществ в твердых бытовых отходах, % сухого вещества (Арзамасова, Рышкова, 1979)

Группа веществ	Содержание, %	Группа веществ	Содержание, %
сахар, крахмал, пектины	6–10	жиры, смолы, воск	1–2
гемицеллюлоза, целлюлоза	44–48	белки, протеины	12–15
лигнин	9–13	неопределенный остаток	11–15

При трансформации органического вещества бытовых отходов, как и при трансформации растительных остатков, происходит образование простых соединений – CO_2 , H_2O , NO_3 (минерализация) и сложных гумусовых веществ (гумификация).

Механизм трансформации органических остатков универсален в пределах биосферы и осуществляется не только в почвах, но и в любых других скоплениях мертвого органического вещества, доступного для микроорганизмов (Александрова, 1980). Гумусовые вещества присутствуют в свежем компосте, и количество их возрастает в процессе дозревания в штабелях (Арзамасова, Рышкова, 1979).

Таблица 2.2. Химический состав организмов, % сухого вещества (Орлов, 1990)

Объекты	Зола	Белки и азотсодержащие соединения	Углеводы			Липиды	Арены	
			моно- и олигосахариды	целлюлоза	др. углеводы		танины и флавоноиды	лигнин
Лишайники	1–5	2–4	3–5	8–10	50–70	1–3	1–2	8–10
Лиственные:								
<i>листья</i>	5–10	8–12	9–15	15–25	20–25	3–6	15–20	1–2
<i>древесина</i>	0,5–1	1–2	2–3	45–50	20–25	4–5	10–12	20–22
Злаковые	5–7	10–12	10–12	30–32	30–35	8–10	2–4	6–10
Бобовые	5–10	20–25	22–25	20–22	25–30	3–5	2–3	5–6
Корни трав	4–6	3–4	2–3	30–35	20–25	3–5	10–12	20

Компост может быть использован для получения физиологически активных растворов гуминовых веществ (ГВ), которые можно использовать для стимулирования роста и развития культурных растений. Установлено (Лисин и др., 1998), что содержание ГВ в компосте из ТБО составляет 5,6% сухого вещества. На основании этих данных можно заключить, что при внесении 1 т компоста (в расчете на сухое вещество) в почву может поступать 56 кг гуминовых веществ. А, как известно (Кононова, 1983, Александрова, 1980; Орлов, 1990), гуминовые соединения по своей экологической значимости занимают особое место в составе органического вещества почв.

Увеличение содержания в почве органического углерода при внесении компоста из ТБО наблюдали в Канаде (Williamson, Lippert, 2002) и Бельгии (Soumare et al., 2003). Однако Л. Н. Александрова (1980) указывает на преобладание фульвокислот в составе гумусовых веществ компоста: при экстракции

0.1M Na₄P₂O₇ содержание ГК и ФК в органической части удобрений составило 0–4 и 4–12% на беззольную сухую массу соответственно.

Исследования, проведенные в ВНИИ сельскохозяйственной микробиологии, показали, что компосты являются высокоактивным субстратом, насыщенным микрофлорой (Скворцов и др., 1999). В таблице 2.3 представлено содержание в компосте некоторых физиологических групп микроорганизмов.

Таблица 2.3. Микрофлора компоста (Волковинский, 1999)

Физиологические группы микроорганизмов	Число клеток в 1 г компоста
общее количество микроорганизмов	$2 \cdot 10^{10}$
актиномицеты и бактерии, использующие минеральный азот	10^{10}
уробактерии	$4 \cdot 10^8$
денитрификаторы	10^6

В дерново-подзолистой почве число микроорганизмов составляет всего 10^4 – 10^6 клеток в 1 г ($3 \cdot 10^{13}$ – $3 \cdot 10^{15}$ на 1 га). При внесении 25 т компоста на 1 га поступает $5 \cdot 10^{17}$ клеток микроорганизмов, то есть на 2-3 порядка больше исходного содержания в почве (Скворцов и др., 1999).

Внесение компоста с высоким содержанием микроорганизмов повышает биологическую активность почв, способствует активному разложению органических соединений. В отличие от минеральных удобрений, подавляющих развитие полезных микроорганизмов в почве (Serrawittling et al., 1996), компост из-за одновременного присутствия в нем биогенов и сапрофитной микрофлоры способен активно участвовать в биогеохимическом цикле.

Результаты микробиологических исследований (Арзамасова, Рышкова, 1979; Deportes et al., 1998) свидетельствуют, что соотношение групп микроорганизмов зависит от срока выдержки компоста из ТБО. Отмечено снижение количества аммонификаторов в годичном компосте, что указывает на завершение минерализации легко разлагающихся остатков органического вещества и продолжающуюся трансформацию стойких азотсодержащих соединений (Арзамасова, Рышкова, 1979). Показано также постепенное увеличение в выдержанном компосте количества целлюлозоразлагающих микроорганизмов. Авторы предполагают, что в процессе механизированной переработки ТБО почти не происходит биохимического изменения целлюлозы. Развитие целлюлозоразрушителей, вызывающих интенсивное разложение клетчатки, активизируется при дозревании компоста в штабелях.

В процессе аэробного биотермического компостирования уничтожаются болезнетворные микроорганизмы, в том числе энтеробактерии и энтеровирусы, яйца гельминтов, личинки мух (Мирный, 2000; Левинский и др., 1997; Скворцов и др., 1999). Температура 55–60°C губительна для большинства семян сорняков (Арзамасова, Рышкова, 1979). Компост содержит антибиотические соединения, которые уничтожают фитопатогенные микроорганизмы. Полевые исследования в 1970-х гг. показали, что компост локализует источники болезней так же эффективно, как и многие гербициды (Рышкова и др., 1979; Шершнева и др., 1999).

На основании результатов исследований, а также данных, предоставленных Санкт-Петербургскими заводами МПБО, нами разработаны «Технические условия» на компост из ТБО (ТУ 0392-001-25894576-2001; ТУ 2189-005-03280885-2003). Нормативные показатели состава компоста были установлены по минимальным зафиксированным концентрациям N, P, K и Ca (табл. 2.4) и максимальным зафиксированным концентрациям тяжелых металлов (табл. 2.5). Массовая доля органического вещества в компосте может составлять более 60%, а концентрация азота и кальция – 1,5 и 6,0 % соответственно.

Таблица 2.4. Нормативные показатели состава свежего компоста из ТБО (ТУ 2189-005-03280885-2003)

№ п/п	Наименование показателя	Единицы измерения	Величина показателя
1	Внешний вид	влажный рыхлый продукт темно-серого цвета	
2	Массовая доля воды	%	не более 50
3	Размер частиц компоста	мм	не более 25
4	Массовая доля стекла: 3–5 мм 5–10 мм >10 мм	% на исходную массу	не более 1,5 не более 0,2 0
5	Массовая доля полимерных материалов	% на исходную массу	не более 0,5
6	Массовая доля прочих балластных включений	% на исходную массу	не более 1,0
7	Кислотность	pH	не менее 6,5
8	Массовая доля органического вещества	% на сухое вещество	не менее 50
9	Массовая доля питательных веществ: азот (N) фосфор (P ₂ O ₅)	% на сухое вещество	не менее 0,8 не менее 0,5
	калий (K ₂ O) кальций (CaO)		не менее 0,3 не менее 0,7
10	Нитраты		мг/кг сухого вещества
11	C : N	–	не более 30

Таблица 2.5. Нормативные показатели по содержанию микроэлементов и примесей токсичных элементов для компоста из ТБО (ТУ 2189-005-03280885-2003)

№ п/п	Наименование показателя	Единицы измерения	Величина показателя	
1	Содержание микроэлементов: Cu Zn Co	мг/кг сухого вещества	не более 300 не более 1500 не более 25	
2	Содержание примесей токсичных элементов: Cd Pb Cr Ni As Hg		мг/кг сухого вещества	не более 5 не более 1900 не более 250 не более 100 не более 5 не более 5

По содержанию основных элементов питания растений компост из ТБО сравним с традиционными органическими удобрениями. Химический состав навоза варьирует в широких пределах (табл. 2.6). Влажность навоза значительно выше, чем у компоста из ТБО: подстилочный навоз крупного рогатого скота – 77–80%; подстилочный свиного навоз – 77,4%; куриный помет – 67–85% (Рекомендации по применению..., 1978). Поэтому количество органического вещества и NPK на 1 т компоста из ТБО – на уровне или выше их количества на 1 т традиционных органических удобрений.

Таблица 2.6. Содержание основных элементов питания растений в органических удобрениях (Рекомендации по использованию..., 1987)

Удобрение	Содержание, % на сухое вещество			
	органическое вещество	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
навоз крупного рогатого скота	70–85	1,9–4,3	0,6–2,8	1,3–5,2
свиной навоз	75–85	2,6–6,5	1,4–3,7	1,4–5,4
помет куриный	50–75	3,6–8,0	3,0–6,7	1,3–4,0

По содержанию кальция компост из ТБО значительно превосходит навоз и торф, что подтверждают и литературные данные (Скворцов и др., 1999). Внешение компоста в дозе 30 т/га соответствует применению 1 т извести (Цуркан и др., 1989). По нашим данным, содержание кальция на тонну сухого вещества компостов из ТБО различных сроков выдержки может составлять от 55 до 118 кг.

Наши исследования показывают (Витковская, Дричко, 2002), что компост из ТБО оказывает длительное нейтрализующее действие на почвенную кислотность. Использование его в качестве органических удобрений на кислых дерново-подзолистых почвах равноценно известкованию.

Использование компоста из ТБО улучшает физические и биологические свойства почвы, почвенную структуру, уменьшает эрозию, увеличивает влагоудерживающую способность (Дуденков и др., 1984; Цуркан и др., 1989; Serrawittling et al., 1996; Жардин, 1999).

Использование компоста позволяет сократить применение минеральных удобрений. Так, согласно отчёту Всемирного Банка, фермеры Индии, использующие коммерческий компост, сократили расход удобрений на 25% (Шершнева и др., 1999). В Швеции подсчитали (Gajdos, 1998), что стоимость азота, фосфора и калия в органической фракции муниципальных отходов ежегодно производимых на каждые 100 тыс. человек оценивается в 600 тыс. долларов США.

В овощеводстве защищенного грунта компост из ТБО использовался в качестве биотоплива с 60-х годов XX столетия (Юскевич, 1966; Огакова, 1971), а не переработанные городские отбросы – гораздо раньше (Эдельштейн, 1953).

Свежий компост из ТБО характеризуется высоким биоэнергетическим потенциалом. При разложении 1 кг сухого вещества выделяется 1050-1090 кДж

(Рекомендации по применению..., 1984). Установлено (Рышкова и др., 1979; Букреева, Андрианов, 1979; Рекомендации по использованию..., 1983), что в качестве биотоплива компост из ТБО более эффективен, чем навоз: благоприятный тепловой режим и интенсивное выделение CO_2 обеспечивают более ранний выход овощной продукции.

Смесь тепличного грунта и биотоплива представляет собой органическое удобрение, которое содержит все элементы, необходимые для питания растений. Однако, после использования компоста в качестве биотоплива, концентрации ТМ существенно возрастают за счет разложения органической фракции (Витковская, 2000; Бугаев, Витковская, 2000). Вывоз выкатки на поля может привести к загрязнению почвы тяжелыми металлами.

Как уже отмечалось ранее, ограничивающим фактором применения компоста является повышенное содержание тяжелых металлов. По нашим данным (Витковская, 2006), при существующей в России системе сбора и переработки отходов (отсутствие селективного сбора и глубокой сортировки) использование компоста в качестве органического удобрения должно быть ограничено в первую очередь из-за повышенных концентраций Pb, Zn, Cu, которые в отдельных партиях могут достигать 1900, 1500, и 300 мг/кг соответственно (табл. 2.5).

По зарубежным данным (Genevini et al., 1997) компост из ТБО (при селективном сборе отходов) мог бы рассматриваться как продукт высокого качества, если бы не повышенное содержание кадмия.

Микроэлементы, содержащиеся в компостах, подразделяют на две категории. В первую категорию входят элементы, физиологически необходимые растениям (медь, цинк, марганец, бор, кобальт). Хорошо известно, что недостаток этих микроэлементов может приводить к снижению урожайности, болезни и гибели растений (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Агрохимия, 1989).

В торфяных и дерново-подзолистых почвах легкого механического состава часто наблюдается недостаток меди. На таких почвах медные удобрения оказывают положительное действие на урожайность растений (Ефимов и др., 1991). Установлено (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989), что содержание меди в почве ниже 2 мг/кг неблагоприятно для большинства культур (для разных видов растений уровни содержания, при которых наблюдается дефицит меди, сильно различаются).

Наиболее распространенным медным удобрением являются пиритные огарки, содержащие 0,2-0,3% меди. Их вносят один раз в 4-5 лет в дозе 500-600 кг на гектар (Агрохимия, 1989). С таким количеством пиритных огарков поступает от 1 до 2 кг меди на 1 га. В 1 тонне компоста из ТБО с исходной влажностью содержится до 150 г меди.

Основываясь на данных (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Tiller, Merry, 1981), при нормировании поступления меди в почву с компостом из ТБО следует учитывать, что:

- этот элемент – один из наименее подвижных в почве и аккумулируется в гумусовых горизонтах;
- медь влияет на биологическую активность почвы и может переходить в доступную для растений форму в самых различных условиях;

- многие сельскохозяйственные культуры могут накапливать медь в концентрациях, представляющих опасность для здоровья людей;
- многократное внесение меди может привести к накоплению ее до концентраций, токсичных для некоторых культур.

Низкое содержание доступного для растений цинка наблюдается на карбонатных почвах, особенно легкого механического состава (Ефимов и др., 1991). В качестве удобрения применяют цинкосодержащие молотые шлаки, содержащие 2–7% Zn – в дозе 0,5–1,5 ц/га. При этом в почву поступает от 10 до 40 кг цинка на 1 га. В одной тонне влажного компоста из ТБО содержится до 750 г цинка.

При нормировании поступления цинка в почву с компостом из ТБО следует учитывать:

- цинк более растворим в почве, нежели другие тяжелые металлы, и наиболее подвижен в кислых легких минеральных почвах (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989);
- растворимость и доступность цинка в почвах обнаруживают отрицательную корреляцию со степенью насыщенности кальцием и с содержанием соединений фосфора (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989);
- в области высоких значений pH на растворимость и доступность цинка влияет образование растворимых Zn-органических комплексов и комплексных анионных форм цинка (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Bloomfield, 1981);
- растворимые Zn-органические комплексы очень подвижны в почвах и легкодоступны растениям (Lagerwerff, Milberg, 1978).

Наличие таких элементов, как Cu, Zn, Mn и Co, позволяет рассматривать компосты из ТБО как источник необходимых для роста и развития растений микроэлементов, при условии нормированного внесения их в почву.

Вторую категорию составляют элементы, представляющие опасность для окружающей среды (свинец, хром, никель, кадмий). Такие токсичные элементы, как ртуть, мышьяк и сурьма содержатся в компосте Санкт-Петербургских заводов в допустимых концентрациях (на уровне ПДК для почвы).

Как видно из данных, представленных в таблице 2.7, ранее концентрации химических элементов в компостах из ТБО крупных промышленных городов изменялись в узких диапазонах.

Следует отметить, что ТМ в различных количествах присутствуют во всех видах минеральных удобрений и пестицидов, и являются естественными примесями, количество которых зависит от элементного состава сырья и технологии его переработки. Особенно обогащены тяжелыми металлами природные фосфаты (Рэуце, Кырстя, 1986; Алексеев, 1987; Минеев, 1988; Карпова и др., 1990; Потатуева и др., 1994; Баращенко и др., 1999; Волошин, 2001; Носовская и др., 2001). Они по существу являются полиминеральным сырьем (табл. 2.8).

Концентрации ТМ в некоторых фосфоритах могут колебаться в широких пределах. Так, в 12-ти образцах фосфоритов из Африки, США и Перу содержание общего Cd составляло 5–47 мг/кг, Co 6–104 мг/кг, Cu 5–41 мг/кг, Cr 18–331

мг/кг, Li 2–9, Mn 11–6553, Ni 1–61, Pb 7–43, Rb 3–18, Zn 54–576 мг/кг (Kromblekou, Tabatabai, 1994). Согласно имеющимся оценкам (Черников, 2002) на 1 т P₂O₅ в некоторых фосфорных рудах приходится 3–40 кг Sr.

Таблица 2.7. Химические элементы в компосте из бытовых отходов крупных промышленных городов (Геохимия..., 1990)

Элемент	Пределы содержания, мг/кг	Коэффициент концентрирования относительно кларка
Hg	2–7,5	200–750
Ag	1,1–4,7	–
Zn	1144–1997	23–40
Sb	5–70	2,5–35
Bi	6–10	20–33
Pb	158–646	6–25
Cd	2–7	6–23
Cu	108–535	4–20
Sr	73–353	3–12,5
W	3–6	3–6
Mo	1–4	1–4
Ni	6–38	0,3–2
B	50–61	1,3–1,6
Co	3–11	0,4–1,5

Концентрация Cd в калийных и натриевых удобрениях (Австралия) достигает 50–170 мг/кг; концентрации Zn и Pb в калийных удобрениях (Индия) составляют 4–55 и 42–160 мг/кг соответственно (Минеев, 1988).

Содержание примесных элементов в различных удобрениях может в десятки и сотни раз превосходить их среднее содержание в почвах. Поэтому химизация сельского хозяйства сопровождается увеличением концентраций примесных элементов в почве, следовательно, и в сельскохозяйственных растениях, и в организме человека (Дричко, 1990).

Таблица 2.8. Типоморфные элементы-примеси фосфорных удобрений и кормовых добавок (Геохимия..., 1990)

Вид продуктов	Коэффициенты концентрации относительно кларка			
	50–25	25–10	10–5	до 5
Удобрения				
Нитроаммофос из апатита	–	–	As, Se, La, F	Y, Sn
Аммофос из апатита	–	–	As, Se, La, F, Sn	Y, Sr
Аммофос из фосфорита	–	As, F	Cd, Sn	Y, Pb
Двойной суперфосфат из фосфорита	–	As, F, La	Y, Se, Sr, Cd, Sn	Nb
Фосфоритная мука из фосфорита	As	F	Cd, Pb, Sn Sr	Y, La, Se, Zn
Кормовые добавки				
Диаммоний фосфат и монокальций фосфат	–	As	Cd, Sn	Y, Sr, La
Кальций фосфат кормовой	–	As	F, Y, La, Cd, Sn	Ce, Pb

Как в России, так и за рубежом отмечены случаи загрязнения почв при использовании ТБО и осадке сточных вод (Левинский и др., 1997; Геохимия..., 1990; Соколов, Черников, 1999; Тяжелые металлы в..., 1997; Schulz, Romheld, 1997; Berrow, 1986; Аристархов, Харитонов, 2002).

Нормирование поступления химических элементов в почву с удобрениями и мелиорантами возможно в два этапа:

- 1) установление ПДК примесных элементов в веществе, вносимом в почву;
- 2) установление лимитирующих показателей, таких как доза и периодичность внесения вещества.

Во многих странах установлены нормы и стандарты на содержание тяжелых металлов в самих отходах (Сюта, Васяк, 1983). В России отсутствуют ПДК ТМ в удобрениях. В «Технических условиях» на удобрения за допустимую концентрацию ТМ принимают ПДК для почвы.

Поступление примесных элементов в агроэкосистемы при интенсивном использовании средств химизации должно регламентироваться следующими параметрами:

- 1) концентрация примесного элемента в удобрении;
- 2) концентрация примесного элемента в почве;
- 3) буферная способность почвы (гранулометрический состав, рН и содержание гумуса);
- б) доза внесения удобрения;
- 5) периодичность внесения удобрений;
- б) скорость перехода элемента в системе удобрение - почвенный раствор;
- 7) коэффициенты накопления элемента растениями;
- 8) скорость самоочищения почвы (константы выноса растениями и водами).

Одним из основных параметров, который необходимо учитывать при определении ориентировочных периодов очищения почвы от примесных элементов, поступивших с органическими удобрениями, является скорость высвобождения химических элементов в процессе трансформации органического вещества. При этом необходимо также оценивать скорости распределения химических элементов по структурным компонентам системы почва - почвенный раствор – поверхностные и грунтовые воды-растения (Витковская, 2001).

В настоящее время компост из ТБО может использоваться для повышения плодородия почв и урожайности сельскохозяйственных культур только при условии обоснованного нормирования и жесткого контроля доз и периодичности внесения в почву.

Технические условия на компост из ТБО разработаны нами исходя из положения, что после использования компоста (как разового, так и многократного) в качестве удобрения, концентрация в почве любого из тяжелых металлов не должна превышать 0,8 предельно допустимой их концентрации (ПДК) в почве (ТУ 2189-005-03280885-2003).

Алгоритм вычислений допустимой дозы внесения компоста

1) Допустимую дозу внесения компоста в почву рассчитывают по формуле:

$$ДД_{\text{комп.}} = (0.8 \text{ ПДК}_{\text{п}} - C_{\text{фон}}) M_{\text{п}} / (C_{\text{комп.}} - C_{\text{фон}}) T,$$

где $ДД_{\text{комп.}}$ – допустимая доза внесения компоста, т/га сухой массы; $\text{ПДК}_{\text{п}}$ – предельно допустимая концентрация микроэлемента в почве, $C_{\text{фон}}$ – концентрация микроэлемента в почве до внесения компоста, мг/кг сухой массы, $M_{\text{п}}$ – масса пахотного слоя почвы, т/га; $C_{\text{комп.}}$ – валовое содержание микроэлемента в компосте, мг/кг сухой массы; T – количество лет, в течение которых ежегодно планируется вносить компост.

2) Устанавливают длительность (T) внесения компоста в интервале 1–10 лет.

3) Выбирают величину $M_{\text{п}}$: для суглинистых и глинистых почв – 3000 т/га, для песчаных и супесчаных почв – 2500 т/га.

4) По данным химического анализа состава компоста, представленных заводом-изготовителем, выбирают тяжелые металлы с наибольшим превышением концентраций $C_{\text{комп.}}$ над $\text{ПДК}_{\text{п}}$ (ОДК).

5) Величину $\text{ПДК}_{\text{п}}$ (ОДК) выбирают в зависимости от гранулометрического состава и кислотности почв (ГН 2.1.7.020-94).

6) Лимитирующей считается наименьшая доза из полученных значений $ДД_{\text{комп.}}$.

7) Выбранное (наименьшее) значение $ДД_{\text{комп.}}$ пересчитывают на влажную массу по формуле:

$$D = ДД_{\text{комп.}} 100 / (100 - V),$$

где D – $ДД_{\text{комп.}}$ с учетом влажности т/га; V – влажность компоста, %.

Допустимая доза внесения компоста ($ДД_{\text{комп.}}$) рассчитывается для каждого из тяжелых металлов, концентрация которого в компосте выше, чем ПДК для почвы. В первую очередь – для Pb, Zn, Cu. Лимитирующей считается наименьшая доза из полученных значений $ДД_{\text{комп.}}$. Если компост из ТБО планируется вносить ежегодно в течение более 2-х лет, то при расчете $ДД_{\text{комп.}}$ за $C_{\text{комп.}}$ следует принимать максимально возможные концентрации ТМ, приведенные в таблице 2.5. В остальных случаях следует использовать данные химического анализа состава компоста, указанные в документе о качестве.

При соблюдении вышеназванных условий компост можно использовать в сельском, лесном и садово-парковом хозяйствах, даже при существующем качестве. Однако для 100%-й востребованности данного продукта необходимо выполнение следующих условий: введение селективного сбора отходов и усовершенствование системы их переработки.

Заключение

Включение переработанных отходов в биологический круговорот является одним из необходимых условий устойчивого развития биосферы. Как справедливо отмечает А. В. Захаренко (2004): «Учитывая возможное негативное воздействие на почву тяжелых металлов, содержащихся в отходах, уместно напомнить теорию итальянского экономиста Паретто – стратегию разумных компромиссов. При реализации этой стратегии положение отдельных компонентов системы может становиться хуже, но состояние системы в целом улучшается, что, в конечном счете, приводит к улучшению состояния всех ее компонентов. Разумное использование отходов в земледелии оздоровит в конечном итоге не только систему биосферы в целом, но и почву как ее компонент, поскольку исключит сверхвысокие концентрации загрязняющих веществ в местах их хранения и, наоборот, введет в действие саморегуляторные механизмы биогеоценозов».

Агроэкологические условия применения любого вещества в сельскохозяйственной сфере в качестве удобрения или мелиоранта должны удовлетворять ряду обязательных критериев, которые соответствуют принципам оптимизации применения чего-либо:

- внесение вещества в почву должно улучшать, по крайней мере, одну из основных характеристик почвы;
- внесение вещества в почву не должно привести к ухудшению ни одной из характеристик агроценоза;
- применение вещества должно быть экологически оправданным и экономически выгодным.

Поведенные нами исследования показывают, что нормированное использование биотермически переработанных твердых бытовых отходов для повышения плодородия почв не противоречит ни одному из указанных критериев.

ГЛАВА 3

ДИНАМИКА АГРОХИМИЧЕСКИХ СВОЙСТВ ПОЧВЫ, РОСТА И ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА РАСТЕНИЙ ПРИ ИСПОЛЬЗОВАНИИ КОМПоста ИЗ ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ В КАЧЕСТВЕ ОРГАНИЧЕСКОГО УДОБРЕНИЯ

(микрополевой опыт 1)

Поступающие в почву природные и антропогенные органические вещества разделяют на несколько групп по периодам полураспада: корневые выделения растений – 2–5 дней; прижизненный корневой опад – 1–2 недели; растительные остатки – 2–20 месяцев, навоз 3–12 месяцев, компосты 4–40 месяцев, зеленые удобрения 1–4 месяца. Каждая из выделенных групп представлена сложным набором химических разнородных веществ, темпы разложения которых существенно различаются (Novak, 1987).

Хотя между минерализацией различных веществ, по-видимому, существует взаимосвязь, возможна некоторая дифференциация в зависимости от специфики минерализуемых биомолекул. Процессы минерализации могут быть разделены на категории в зависимости от движущих сил, лежащих в основе реакций (считается, что азот подвержен биологической минерализации, для фосфора характерны биохимические процессы минерализации, для серы – минерализация обоих типов) (Тейт, 1991).

Разложение органического вещества в почве сопровождается переходом химических элементов в почвенный раствор. Изменение концентраций подвижных форм элементов в процессе взаимодействия органических удобрений с почвой должно зависеть от скорости их трансформации. Время удвоения концентраций подвижных соединений элементов в почве можно рассматривать как косвенный показатель скорости минерализации удобрений.

Динамика агрохимических свойств кислой дерново-подзолистой почвы, роста, развития и химического состава растений при использовании компоста из ТБО в качестве органического удобрения и мелиоранта изучена нами в условиях микрополевого опыта. Влияние компостов из ТБО различной степени минерализации на свойства дерново-подзолистой почвы и химический состав растений сравнивали с действием извести и компоста из осадка сточных вод.

Объекты и методы исследования

Опыт проводили на дерново-подзолистой супесчаной почве в полиэтиленовых сосудах без дна (масса почвы – 5,5 кг) в течение 1998–2001 гг. Сосуды были помещены в траншею глубиной 20 см. Объектом исследования являлся компост из ТБО, который вырабатывается на Санкт-Петербургском заводе по механизированной переработке отходов (МПБО-2) методом аэробного биотермического компостирования. Повторность 4-кратная. Схема опыта включала следующие варианты:

- 1) Контроль (известкование по 0,25 Нг, известняковая мука, 93,2% д.в).

- 2) Свежий компост из ТБО (представляет собой влажный рыхлый продукт серого цвета с размером частиц не более 25 мм).
- 3) Компост из ТБО годичной выдержки (однородная органоминеральная масса темно-коричневого цвета).
- 4) Компост из ТБО после использования в качестве биотоплива для пленочных теплиц.
- 5) Компост из осадка сточных вод (ОСВ) (смесь годичной выдержки в соотношении торф : древесные отходы: ОСВ – 0,75:0,25:1).

Компост и его производные вносили из расчета 30 г сухой массы на 1 кг почвы. Химический состав почвы и удобрений представлен в табл. 3.1

Выращивали растения пекинской капусты (*Brassica pekinensis*), сорт «Хибинская» (1998 г. – два урожая (1-й выращивали до фазы цветения, 2-й – до фазы вилка), 1999 г. – один урожай), растения кормовых бобов (*Faba vulgaris Moench*) сорт «Русский черный» до фазы цветения (2000 г.) и растения кукурузы (*Zea mays*) сорт «Скороспелая Венгерская местная» (2001 г.).

Почвенные пробы отбирали через 28, 51, 71, 109, 362, 468, 732 и 1089 суток после внесения удобрений.

Анализ почвы, растений и удобрений проводили с использованием методов, принятых в агрохимии и почвоведении (Приложение).

Таблица 3.1. Химический состав почвы и удобрений (в расчете на сухое вещество)

Показатель	Почва опыта	Компост из ТБО свежий	Компост из ТБО годичный	Биотопливо	Компост из ОСВ
валовое содержание ТМ, мг/кг					
Cr	10,0	260	661	292	131
Mn	865	149	503	305	522
Ni	7,0	80	206	75	27
Cu	40,0	206	298	271	140
Zn	73,0	1048	2121	1907	396
Pb	19,0	479	1789	1524	35
Fe	15438	4844	17552	17552	18812
агрохимические показатели					
pH	4,2	7,9	7,8	7,2	6,2
Ca, %	0,8	5,5	11,8	9,9	1,3
Ca, м-экв/кг	20,0	не опр.	не опр.	не опр.	не опр.
K ₂ O, %	2,4	0,8	1,3	0,5	2,0
K, мг/100 г	10,0	не опр.	не опр.	не опр.	не опр.
N, %	0,12	1,2	0,6	0,8	2,1
NO ₃ , мг/100г	0,19	2,9	26,8	35,4	29,3
P ₂ O ₅ , %	не опр.	0,45	0,5	0,4	0,74
органическое вещество, %	1,99*	76	26	29	52

* содержание общего углерода

Динамика кислотности и обменного кальция в почве

Опыт был заложен на сильнокислой дерново-подзолистой почве (рН 4,2). Кинетику изменения реакции почвы и содержания обменного Ca^{2+} наблюдали в течение трех вегетационных периодов. Установлено, что наиболее интенсивное влияние извести и компостов из ТБО на реакцию почвы проявлялось в течение 20-50 суток после внесения их в почву (табл. 3.2).

Таблица 3.2. Изменение pH_{KCl} и концентрации обменного кальция в почве

Варианты	Срок наблюдения после смешения почвы и мелиорантов, сутки						
	28	51	71	109	362	468	732
pH_{KCl}							
1	4,8±0,1	4,9±0,1	5,4±0,1	5,5±0,1	5,3±0,1	5,5±0,1	5,3±0,1
2	5,5±0,1	5,5±0,1	5,9±0,1	5,9±0,3	6,0±0,1	6,0±0,1	5,9±0,1
3	5,5±0,1	5,8±0,1	5,9±0,2	6,1±0,1	6,1±0,1	6,2±0,1	6,1±0,1
4	5,3±0,1	5,6±0,1	5,9±0,2	6,0±0,1	5,9±0,1	6,0±0,1	5,8±0,1
5	4,3±0,1	4,7±0,2	4,8±0,2	4,7±0,1	4,7±0,1	4,8±0,1	4,7±0,1
Ca^{2+} м-экв/кг							
1	27,0±0,1	30,1±4,2	42,4±5,6	41,8±9,9	35,0±2,3	35,8±0,8	31,8±0,1
2	30,0±2,1	35,6±0,9	47,4±8,4	52,7±4,1	45,7±5,6	43,7±3,0	41,7±0,2
3	42,5±4,8	44,7±5,3	46,3±1,9	49,7±1,3	44,4±4,8	41,7±5,1	44,9±0,3
4	40,2±1,0	43,2±0,6	50,9±1,1	53,5±6,3	41,2±4,2	42,5±1,9	41,0±0,2
5	24,7±4,7	38,2±6,0	42,4±3,6	42,0±5,5	28,0±5,2	28,0±2,5	30,4±0,1

Примечание: *Варианты:* 1 – контроль (известкование по 0,25 Нг), 2. – свежий ТБО; 3 - компост ТБО годичный; 4 – биотопливо; 5 – компост из ОСВ

Изменение активности ионов H^+ во времени (рис. 3.1) хорошо аппроксимируется экспоненциальной зависимостью:

$$\text{H}^+ = \text{H}_0^+ \cdot e^{-t/\tau},$$

где H^+ – активность ионов водорода на момент времени t , м-экв/л; H_0^+ – начальная активность ионов водорода в почве опыта (рН 4,2); τ – среднее время пребывания ионов водорода в почвенном растворе, сутки. Время уменьшения активности ионов водорода в 2 раза $T = 0,693 \cdot \tau$ (сутки).

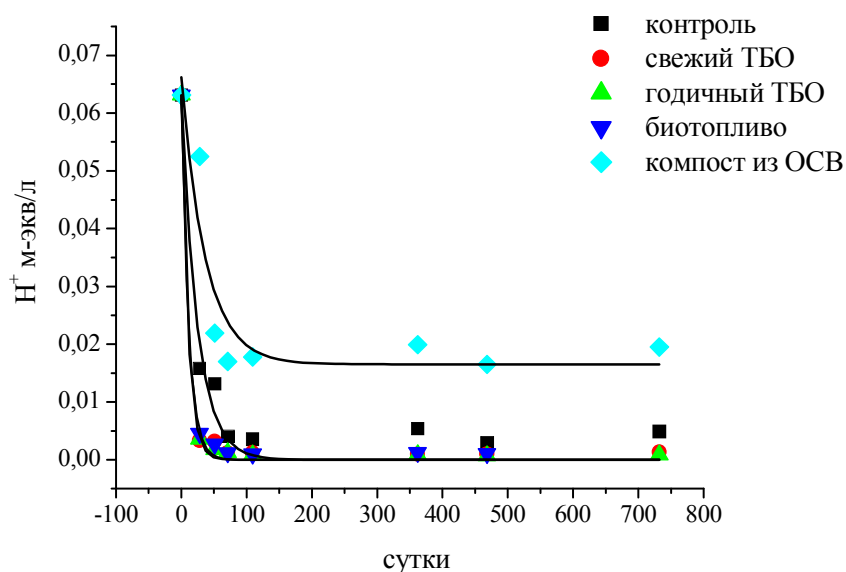


Рис. 3.1. Изменение активности ионов H^+ в почве

Концентрация ионов H^+ в почве при внесении компостов из ТБО (варианты 2–4) уменьшалась в 2,2–2,5 раза быстрее, чем под действием известняковой муки. Значения T в вариантах с 1-го по 5-й в течение периода взаимодействия мелиорантов с почвой (732 сут.) составили: 17,2; 6,9; 6,9; 7,7 и 26 суток соответственно (табл. 3.3).

Время уменьшения активности H^+ в 2 раза совпадает с наименьшими величинами периодов полураспада органического вещества почвы, которые характерны для наиболее лабильных форм (Тэйт, 1991).

Таблица 3.3. Параметры моделей изменения активности H^+ в почве

Параметры	Варианты опыта				
	контроль	свежий ТБО	годовой ТБО	биотопливо	компост из ОСВ
T , сутки	17,2±0,3	6,9±1,0	6,9±0,6	7,7±0,8	26±7
r^2	0,96	0,99	0,99	0,99	0,88

Примечание: r^2 – коэффициент, показывающий точность оценочной функции

Нейтрализующая способность известковых удобрений зависит от их активности, определяемой химическим составом, плотностью сложения, тониной помола (Эколого-экономические основы..., 2000). Снижение уровня почвенной кислотности при поступлении в почву катионов Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ зависит от сопутствующего им аниона. Лучшими мелиорантами кислых почв являются вещества, в которых катионная часть представлена кальцием, а анионная часть – гидроксильными ионами или остатками слабых кислот – H_2CO_3 и H_2SiO_3 (Орлов, 1985).

Известняковая мука ($CaCO_3$) была внесена в количестве 0,6 г/кг (0,24 г Ca /кг), а с компостами в вариантах со 2-го по 5-й кальция в почву поступило значительно больше: 1,6; 3,5; 3,0 и 0,4 г/кг соответственно. Действие компоста из ОСВ на реакцию почвы было незначительно (табл. 3.2), хотя кальция в почву поступило в 1,7 раза больше, чем в варианте с известняковой мукой.

Рассматривая нейтрализующую способность мелиорантов, следует принимать во внимание, что токсичность кислотности как таковой, то есть высоких концентраций обменного водорода проявляется главным образом, на очень кислых торфяных почвах с pH_{kcl} 2,8–3,9 при низком содержании обменного кальция. На дерново-подзолистых почвах с токсичностью самого водорода приходится сталкиваться очень редко. Для дерново-подзолистых почв важнейшей причиной, обуславливающей необходимость их известкования, является высокое содержание подвижного алюминия (Эколого-экономические основы....., 2000; Небольсин, Небольсина, 2010).

В исходной почве содержание обменного Ca^{2+} составляло 20 м-экв/кг (табл. 3.1). Через 28 суток после внесения удобрений в почву, концентрация обменного кальция в вариантах с 1-го по 5-й возросла в 1,3; 1,5; 2,1; 2,0 и 1,2 раза соответственно (табл. 3.2). Во всех вариантах опыта содержание обменного Ca^{2+} пропорционально увеличивалось до 109-х суток взаимодействия мелиорантов с почвой. На рисунке 3.2, видно, что кривые концентраций проходят через максимум и медленно уменьшаются.

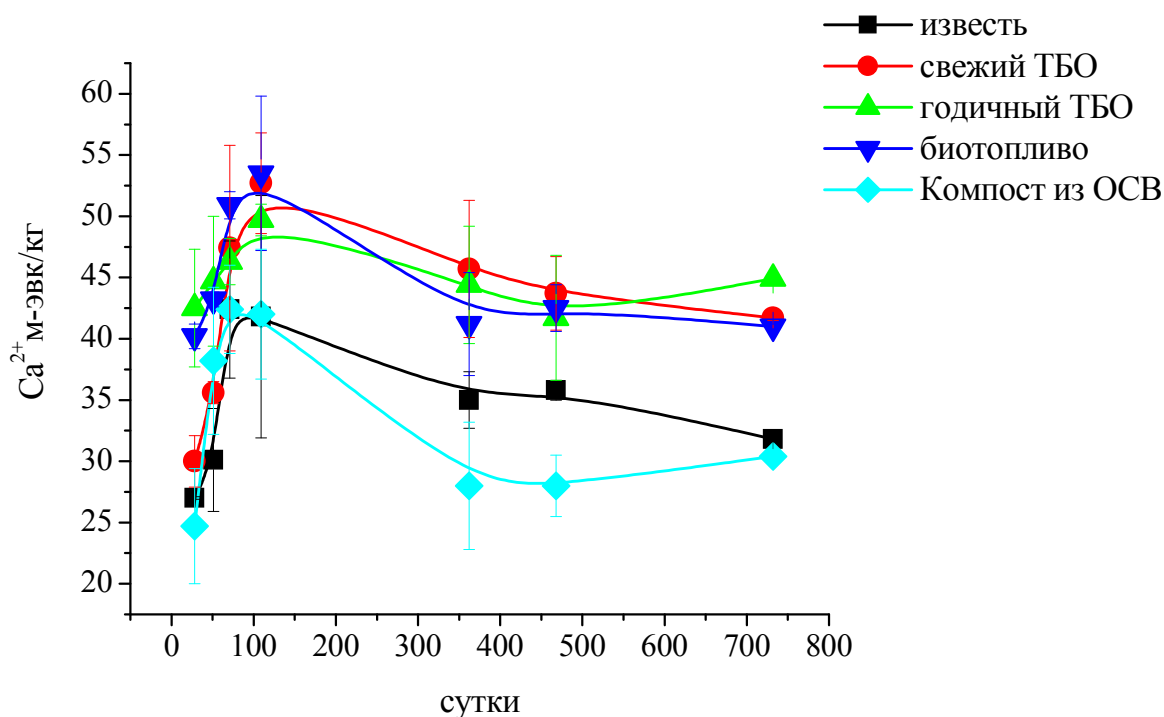


Рис. 3.2. Изменение концентрации Ca^{2+} в почве во времени

Если срок наблюдения разделить на 2 периода: 1) от 0 до 109 суток; 2) от 109 до 732 суток, то изменение концентрации Ca^{2+} в течение каждого из указанных периодов можно условно описать линейными функциями:

$$\text{Ca}(t) = \text{Ca}_0 + b \cdot t,$$

где $\text{Ca}(t)$ – концентрация обменного Ca^{2+} в почве на момент времени t ; Ca_0 – начальная концентрация обменного Ca^{2+} в почве (для каждого из периодов); b – скорость увеличения (до 109 суток) или уменьшения (после 109 суток) концентрации кальция в почве, м-экв/сутки на 1000 г почвы.

Скорости увеличения концентраций обменного Ca^{2+} (b_1) в период от 0 до 109 суток взаимодействия мелиорантов с почвой в 13-30 раз превышали скорости уменьшения концентраций Ca^{2+} (b_2) в последующий период наблюдения (табл. 3.4).

Таблица 3.4. Параметры линейной модели изменения концентрации обменного Ca^{2+} в почве

Варианты	от 0 до 109 суток		от 109 до 732 суток	
	r	b_1	r	b_2
1. Контроль	0,94	$0,22 \pm 0,05$	-0,95	$-0,015 \pm 0,004$
2. Свежий ТБО	0,98	$0,32 \pm 0,04$	-0,95	$-0,017 \pm 0,004$
3. Годичный ТБО	0,84	$0,24 \pm 0,09$	-0,63	$-0,008 \pm 0,007$
4. Биотопливо	0,91	$0,29 \pm 0,07$	-0,82	$-0,02 \pm 0,01$
5. Компост из ОСВ	0,90	$0,23 \pm 0,06$	-0,69	$-0,018 \pm 0,013$

Примечание: r – коэффициент, показывающий точность оценочной функции; скорости увеличения (b_1) и уменьшения (b_2) концентрации кальция в почве, м-экв/сутки на 1000 г почвы

Наличие кривых с максимумом (рис. 3.2) указывает на возникновение двух одновременно идущих разнонаправленных процессов – накопления ионов в подвижной форме и выхода из нее. Источниками подвижных соединений химических элементов являются почва и вносимые удобрения и мелиоранты. Соотношение вкладов этих двух источников зависит от свойств почвы и внесенных материалов. Уменьшение содержания подвижных соединений элементов вызывается различными механизмами: выносом их растениями, водами и переходом в иные химические формы в почве. Это независимые параллельные реакции, процессы.

На основе полученных результатов можно сделать следующие выводы:

- 1) Компост из ТБО обладает длительной нейтрализующей способностью. Использование компоста в качестве органических удобрений на кислых дерново-подзолистых почвах равноценно известкованию.
- 2) С 1 тонной компоста (на сухое вещество) в почву поступает от 55 до 118 кг Са. Значительная доля кальция находится в соединениях, способных при взаимодействии с почвенным раствором к диссоциации с высвобождением ионов Ca^{2+} .
- 3) В компосте из ОСВ кальций находится в неактивной форме и оказывает незначительное нейтрализующее действие на кислотность почвы.
- 4) Корреляционная зависимость между концентрацией обменного Ca^{2+} и реакцией почвы отсутствует, что закономерно так как снижение уровня кислотности при поступлении в почву ионов Ca^{2+} зависит от сопутствующего им аниона.

Динамика подвижного фосфора и обменного калия в почве

Соотношение органических и минеральных соединений фосфора в компостах должно зависеть от степени минерализации органического вещества. С. А. Барбер (1988) отмечает, что соотношение углерод : фосфор в органическом веществе составляет 100.

Органические нерастворимые соединения фосфора под действием ряда аэробных бактерий, в том числе и участвующих в круговороте азота, углерода и серы, превращаются в растворимые, легко усвояемые растениями соли фосфорной кислоты. В анаэробных условиях соединения фосфора превращаются в фосфористый водород (Бабаянц, 1958). Считается также (Тейт, 1991), что для фосфора характерны биохимические процессы трансформации – высвобождение из органических субстратов благодаря действию внеклеточных ферментов. Регулирование этого процесса осуществляется главным образом за счет потребности микроорганизмов в самом элементе, а не для получения энергии.

Динамика изменения концентрации подвижных соединений P_2O_5 в почве опыта представлена на рисунке 3.3. Внесение компостов из ТБО и ОСВ в дозе 30 г сухой массы на кг почвы обеспечивало увеличение содержания подвижного фосфора на 3 вегетационных периода. Через 28 суток после внесения удобрений в вариантах со 2-го по 5-й концентрация P_2O_5 увеличилась по отношению

к контролю на 18, 33, 41 и 61% соответственно. На 1089-е сутки это увеличение составляло, соответственно, 13, 16, 29% и 45%.

Результаты эксперимента доказывают, что в компосте из ТБО калий присутствует в легкорастворимой форме. Это совпадает с литературными данными по динамике калия при трансформации растительных остатков. Так, по данным Л. А. Гришиной и др. (1990), в процессе трансформации растительных остатков различные фракции опада теряют за год от 37 до 98% калия от его первоначального содержания, причем значительная часть потерь приходится на начальный период разложения. По расчетам, половина массы калия вымывается из травяного опада за 2–3 месяца, из хвойного – за 1,5 года.

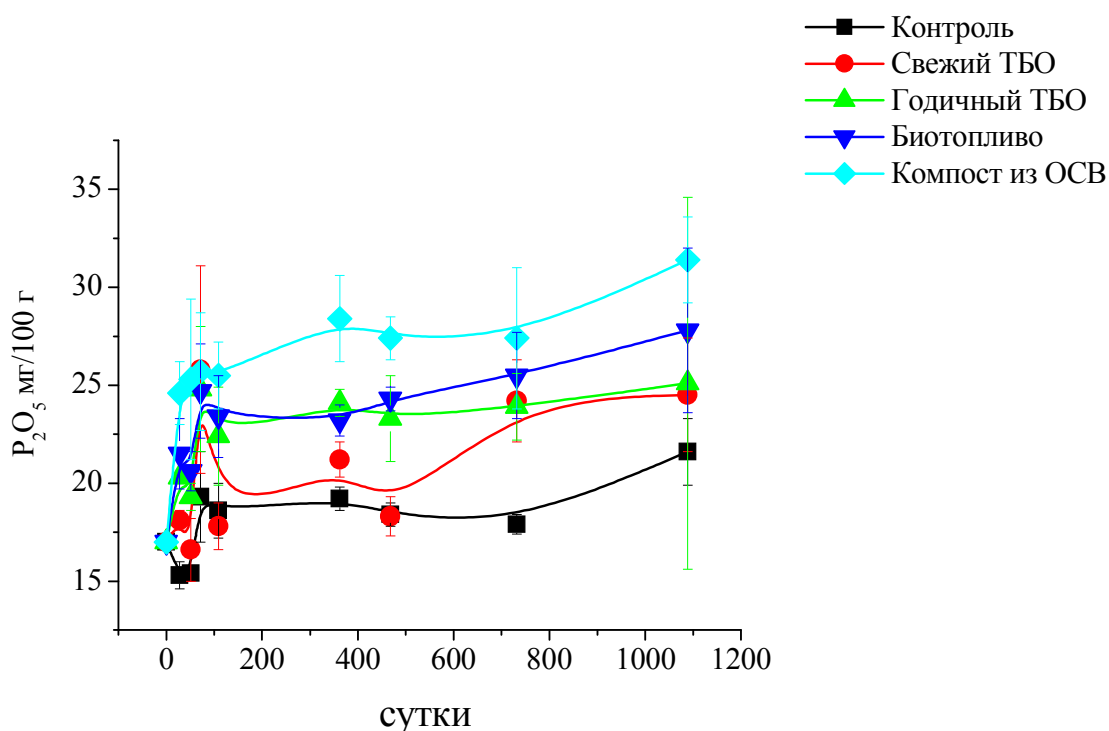


Рис. 3.3. Динамика содержания подвижных фосфатов в почве

Динамика изменения концентраций обменного калия в почве опыта представлена на рисунке 3.4. Концентрация K_2O через 28 суток в вариантах 2–4 увеличилась на 70, 50 и 15%, соответственно, по сравнению с контролем. Через 2 года после внесения удобрений (732 суток) содержание обменного калия в почве было на уровне концентрации в контрольном варианте. Компост из ОСВ на протяжении всего срока наблюдений практически не влиял на этот показатель.

По данным Л. К. Рышковой и др. (1979), при внесении компоста из ТБО в почву в первый год из него используется азота – 15–25%, фосфора – 30–50% и калия 50–60%. На второй год – 10%, 15% и 10% соответственно. Оставшаяся часть используется в последующие годы или переходит в органоминеральный почвенный комплекс.

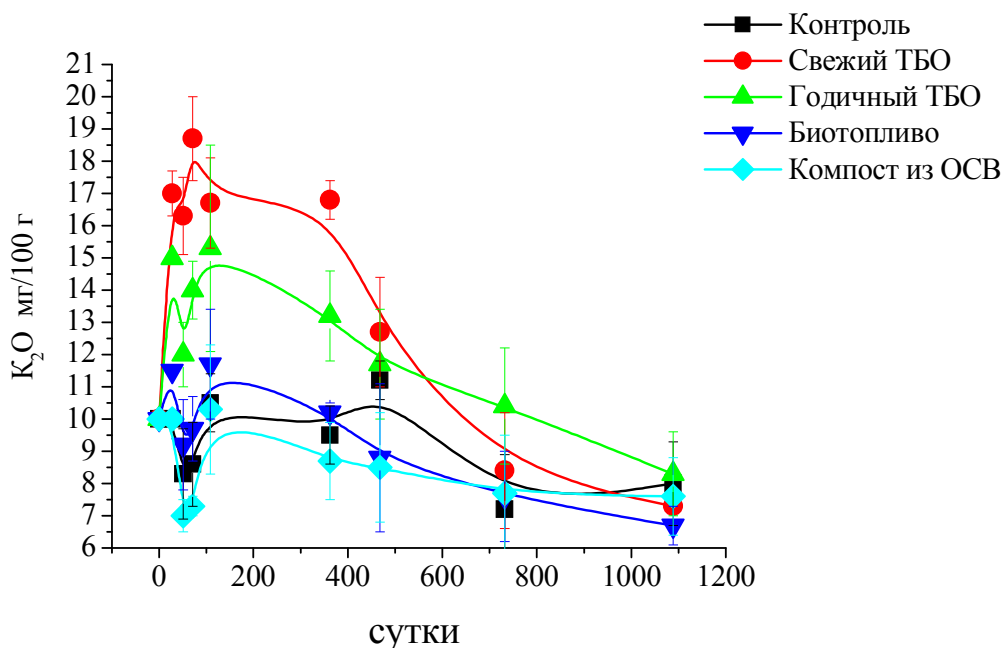


Рис. 3.4. Динамика содержания обменного калия в почве

Динамика нитратного азота в почве

Азот, как в растительных остатках, так и в почве обнаруживается в легко метаболизируемых формах. Такие азотсодержащие соединения, как аминокислоты, белки, пептиды, аминсахара и нуклеиновые кислоты встречаются в виде компонентов биомассы, негумифицированных переходных компонентов органического вещества, а также в гумифицированных формах (Тейт, 1991). Азот входит также в состав более устойчивых к биодegradации структур гуминовых кислот (Stevenson, 1982; Орлов, 1990). Считается, что в почве азот подвержен биологической минерализации – превращению органических форм азота в неорганические в процессе окисления углеродных субстратов почвенными микроорганизмами. Главной движущей силой этого процесса является потребность микроорганизмов в энергии (Тейт, 1991).

Обобщая литературные данные (Арзамасова, Рышкова, 1979; Агрохимия, 1989; Осипов, Соколов, 2001), трансформацию азота в процессах компостирования ТБО и минерализации компоста в почве можно представить следующим образом (рис. 3.5).

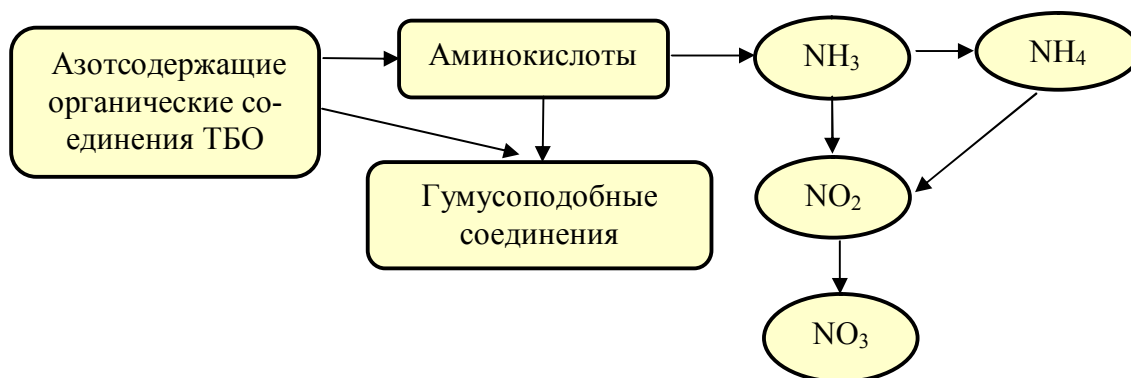


Рис. 3.5. Схема трансформации азота в процессах компостирования ТБО и минерализации компоста в почве

Известно (Арзамасова, Рышкова, 1979), что при аэробном биотермическом компостировании первым этапом разложения белков является их гидролиз на более простые элементы: полипептиды, пептиды и далее аминокислоты. Аминокислоты и белки в процессе синтеза входят в состав новых веществ – гумусоподобных соединений. Одновременно протекает дальнейший процесс разложения аминокислот до NH_3 . Минерализация органических веществ заканчивается нитрификацией, т. е. окислением иона NH_4 до NO_2 , а затем – до NO_3 . Известно также (Осипов, Соколов, 2001), что окисление аммония не является единственным источником нитратов при минерализации органического вещества: гетеротрофные микроорганизмы способны окислять не только аммиак и нитриты, но и органические азотистые соединения. Продукты этих гетеротрофных процессов нитрификации могут быть представлены нитратами, нитритами, гидроксиламином и органическими соединениями.

Интенсивность нитрификации является показателем степени разложения компостов. Некоторые авторы отмечают (Chefetz et al., 1996), что увеличение уровня содержания NO_3 в течение последней стадии компостирования может быть использовано как показатель зрелости компоста.

Соотношение аммонийной и нитратной форм азота зависит от срока выдержки компоста из ТБО. Как показывают наши исследования (Витковская, 2005), в свежем компосте минеральный азот находится преимущественно в аммонийной форме. В процессе минерализации компоста происходит увеличение содержания нитратного азота.

В порядке увеличения содержания нитратного азота (мг/100 г сухого вещества) внесенные в почву опыта компосты из ТБО располагаются в ряд (табл. 3.1):

свежий (2,9) << годичный (26,8) < биотопливо (35,4).

Время, необходимое для нитрификации, зависит от численности популяции нитрификаторов (*Nitrosomonas*, *Nitrobacter*), аэрации, pH почвы и ее температуры (Барбер, 1988). Было установлено (Бабаянц, 1958), что нитрификация, едва заметная при температуре 5°C , значительно развивается при 12°C , достигает максимальной интенсивности при 37°C , замедляется при 47°C и полностью прекращается при 55°C . Как уже отмечалось выше, в биобарабане температура массы достигает $55\text{--}60^\circ\text{C}$, что, по-видимому, и является причиной незначительного содержания нитратов в свежем компосте.

Динамика нитратного азота в почве – один из показателей скоростей трансформации азотсодержащих органических соединений.

Процессы синтеза и разложения органического вещества почвы, минерализации и иммобилизации азота тесно взаимосвязаны. Скорость нитрификации в значительной степени зависят от физико-химических и биологических свойств почвы и от метеорологических условий (Мацнева, 1977; Шелковников и др., 1977; Цанава и др., 1979; Цуркан и др., 1989; Третьякова, 1997).

Изменение концентраций N-NO_3 в почве опыта изучали в течение 1 года (рис. 3.6). В варианте со свежим компостом из ТБО в течение 51 суток наблюдали дефицит нитратного азота, а на 71-е сутки концентрация N-NO_3 была вы-

ше, чем в контроле в 1,7 раза. Кривые концентраций N-NO₃ в вариантах 1–3 проходят через максимум (71 сутки) и медленно уменьшаются (рис. 3.6).

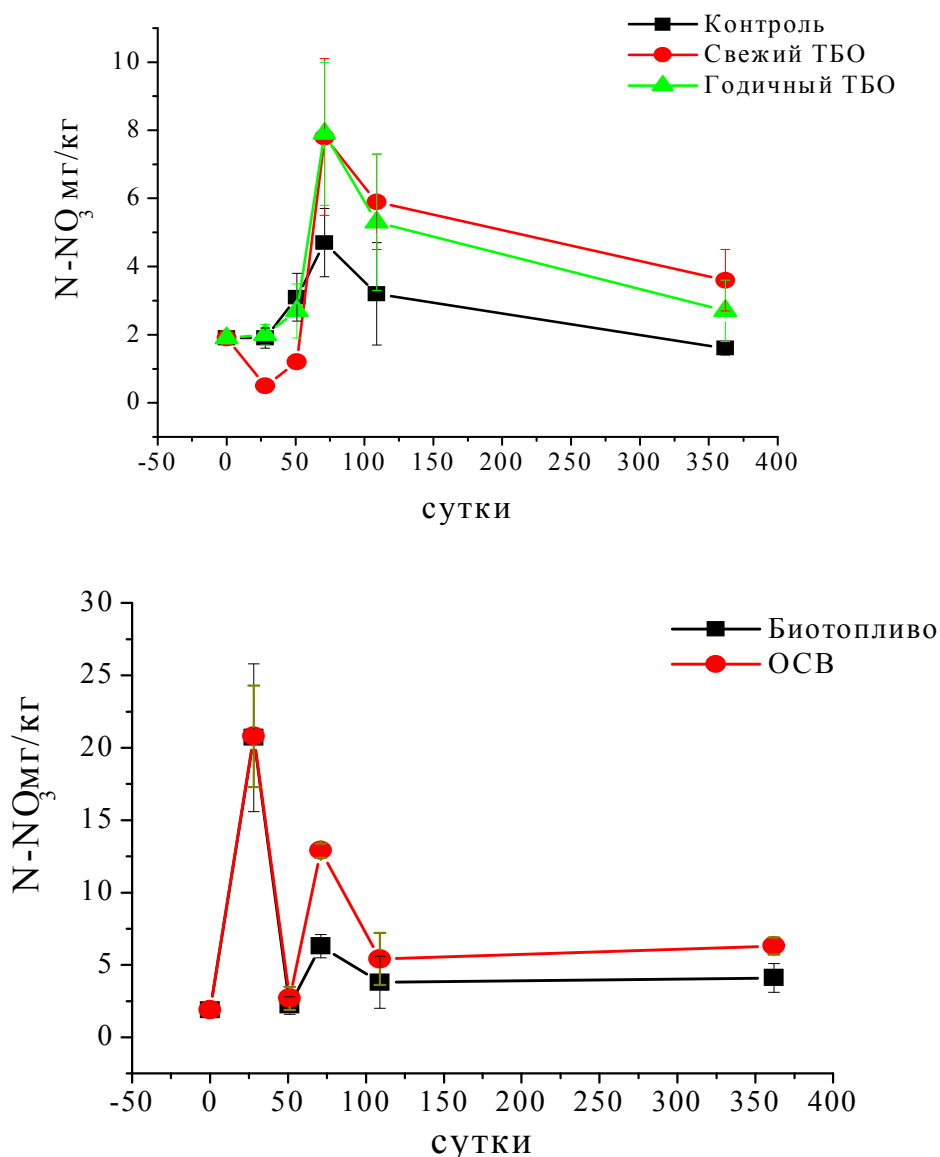


Рис. 3.6. Динамика содержания нитратного азота почве

Возрастание концентрации N-NO₃ в почве в период от 0 до 71 суток хорошо удовлетворяет экспоненциальной зависимости вида:

$$N = N_0 + N_1 e^{t/t_1},$$

где N – концентрация N-NO₃ (мг/кг) на момент времени t; N₀ – независящая от времени концентрация нитратного азота; N₁ – начальная концентрация части нитратного азота, зависящей от времени; N₀ + N₁ – концентрация нитратного азота в момент t=0; t₁ – константа, характеризующая нарастание концентрации нитрат - иона (сутки), связанная с периодом удвоения соотношением: T = 0,693·t₁. Параметры модели представлены в табл. 3.5.

Известно (Тейт, 1991), что данное уравнение и ранее применяли для определения потенциала минерализации азота.

Таблица 3.5. Параметры модели возрастания концентрации N-NO₃ в почве в период от 0 до 71 суток

Параметры	Варианты опыта		
	контроль	свежий ТБО	годовой ТБО
T, сутки	17,2±19,0	7,4±1,2	6,7±3,1
r ²	0,97	0,91	0,99

Примечание: r² – коэффициент, показывающий точность оценочной функции

Периоды (T) увеличения концентрации N-NO₃ в 2 раза (табл. 3.5) практически совпадают с периодами полууменьшения концентрации Н⁺ в почве (табл. 3.3), что подтверждает наличие зависимости между скоростью процесса нитрификации и реакцией почвы.

Кривые концентраций N-NO₃ в вариантах с биотопливом и компостом из ОСВ проходят через максимум дважды: на 28-е и 71-е сутки (рис. 3.6). Через 28 суток после внесения удобрений концентрация нитратного азота в 11 раз превышала концентрацию в контрольном варианте, затем снижалась.

Через год после внесения удобрений концентрация N-NO₃ в вариантах с компостами из ТБО превышала концентрацию в контроле в 1,7–2,7 раза, в варианте с ОСВ – в 3,9 раза.

При оценке скорости минерализации азотсодержащих соединений следует учитывать тот факт, что при любой экстракции из образца удаляется не только минеральный азот, но и растворимый в данном экстрагенте органический азот (Тейт, 1991).

Известно (Мишустин, 1972; Суков, 1979), что минерализация органического вещества почвы зависит от отношения углерода к азоту, и чем уже это отношение, тем интенсивнее процессы. Отношение С:N в вариантах с компостами из ТБО лишь незначительно отличалось от этого показателя в контроле. Во всех вариантах это отношение не превышало 18, что обеспечивало благоприятные условия для развития микроорганизмов (табл. 3.6).

Таблица 3.6. Отношения С:N в почве

Варианты	С : N	
	28 суток	109 суток
1. Контроль	17	12
2. Свежий ТБО	18	12
3. Годичный ТБО	14	15
4. Биотопливо	16	12
5. Компост из ОСВ	15	17

Влияние компоста из ТБО на рост и развитие растений

В России одно из первых фундаментальных исследований почвенной минерализации и удобрительной ценности городского мусора представлено в монографии (Экспериментальное изучение..., 1935). Показано, что «...мусор является высокоценным удобрением».

Позднее положительное влияние переработанных твердых бытовых отходов на урожайность различных сельскохозяйственных культур было подтвер-

ждено исследованиями отечественных и зарубежных ученых (Ромашкевич, 1964; Скворцов, Кузьменкова, 1975; Кузьменкова, 1976; Попов и др., 1977; Рышкова, Букреева и др., 1979; Madrid et al., 1998; Karam et al., 1998; Скворцов и др., 1999; Khalilian et al., 2002; Soumare et al., 2003).

Обобщение имеющейся информации показывает, что эффективность компоста из ТБО существенно варьирует в зависимости от видовых особенностей растений и дозы внесения. В ряде случаев при внесении высоких доз (100 т/га и более) наблюдали снижение урожайности сельскохозяйственных культур.

В среднем прибавка урожая в зависимости от вида культур, почвы и погодных условий колеблется от 10 до 50% (Цуркан и др., 1989).

Установлена эффективность применения компоста из ТБО в овощеводстве открытого и защищенного грунта (Рышкова и др., 1979). Отмечено, что он может использоваться под все овощные культуры на всех видах почв (лучший эффект дает совместное внесение компоста с основными минеральными удобрениями – NPK).

Наши исследования подтверждают и дополняют информацию об удобрительных свойствах переработанных бытовых отходов. Влияние компоста из ТБО на рост растений в течение трех вегетационных периодов сравнивали с контрольным вариантом (известкование по 0,25 Нг) и вариантом с компостом из ОСВ (табл. 3.7).

Установлено, что свежий компост из ТБО фитотоксичен для пекинской капусты: в варианте 2 развитие растений 1-го урожая остановилось на фазе всходов. В вариантах 3, 4 и 5 урожай сырой массы по отношению к контролю был выше в 3,3; 2,5 и 4,5 раза соответственно. Второй посев пекинской капусты проводили через 51 сутки после закладки опыта. Как видно из таблицы 3.7, угнетающее действие свежего компоста из ТБО прекратилось. Фитотоксичность свежего компоста может объясняться следующими причинами:

1) Угнетающее действие на растения могут оказывать органические кислоты, образующиеся в процессе трансформации свежего компоста. Полученный результат косвенно подтверждает имеющиеся в литературе сведения (Попов и др., 1977) о том, что на первой стадии трансформации органического вещества компоста из ТБО в группе целлюлозоразлагающих микроорганизмов преобладают грибы. Грибной процесс разложения органического вещества сопровождается выделением органических кислот (масляной, уксусной, лимонной и др.), которые могут угнетающе действовать на растения. Впоследствии грибной процесс разложения органического вещества сменяется бактериальным процессом.

2) В свежем компосте минеральный азот находится преимущественно в аммонийной форме. В варианте 2 в течение 51 суток наблюдали дефицит нитратного азота. В процессе минерализации компоста происходит увеличение содержания нитратного азота. По мнению Т. А. O'Brien и А. V. Barker (1996), угнетение роста растений и прорастания семян на некоторых компостах связано с высоким содержанием аммонийного азота: по мере убывания содержания $N-NH_4$ фитотоксичность снижается. Окисление аммония до нитратов осуществляют автотрофные микроорганизмы. Нитрифицирующие бактерии развиваются

при рН 6,0-8,6 (Мишустин, Емцев, 1987), что соответствует условиям эксперимента (табл. 3.1). Известно также (Chefetz et al., 1996), что увеличение концентрации N-NO₃ в течение последней стадии компостирования может быть использовано как показатель зрелости компоста.

Таблица 3.7. Влияние компоста из ТБО на урожай растений пекинской капусты

Варианты	Масса сырая г/сосуд	Масса сухая, г/сосуд	Сухое в-во, %
1998 год, 1-й урожай			
1. Контроль	24±9	1,4±0,6	5,5±0,5
2. Свежий ТБО	0,9±0,5	0,05±0,0	5,7±0,3
3. Годичный ТБО	78±20	5,1±0,8	6,4±0,4
4. Биотопливо	59±31	3,9±1,5	6,1±0,5
5. Компост из ОСВ	107±32	6,4±1,5	5,8±0,3
1998 год, 2-й урожай			
1. Контроль	11±5	0,7±0,2	5,5±0,3
2. Свежий ТБО	24±3	1,3±0,2	5,5±0,3
3. Годичный ТБО	18±1	1,1±0,1	5,9±0,2
4. Биотопливо	28±6	1,6±0,3	5,5±0,3
5. Компост из ОСВ	22±10	1,3±0,5	6,0±0,4
1999 год			
1. Контроль	13±4	1,0±0,3	7,8±0,4
2. Свежий ТБО	22±5	1,6±0,3	7,2±0,3
3. Годичный ТБО	14±3	1,1±0,2	7,7±0,5
4. Биотопливо	15±5	1,2±0,3	8,2±1,0
5. Компост из ОСВ	15±4	1,2±0,4	7,9±1,5

Примечание: 1998 г. – 3 растения на сосуд; 1999 г. – 8 растений на сосуд

Известны факты снижения урожайности некоторых сельскохозяйственных культур при внесении повышенных доз (более 400 т/га) бытовых отходов (Экспериментальное изучение..., 1935).

В 1999 году в варианте со свежим компостом был получен наиболее высокий урожай пекинской капусты – на 75% выше, чем в контроле. В других вариантах опыта различия по отношению к контролю были незначительны (табл. 3.7).

На 3-й год проведения опыта (2000 г.) выращивали растения кормовых бобов сорт «Русский черный» до фазы цветения (табл. 3.8).

Таблица 3.8. Влияние компоста из ТБО на урожай растений кормовых бобов, г/сосуд*

Варианты	Масса растений	
	сырая	воздушно-сухая
1. Контроль	50±2	5,1±0,3
2. Свежий ТБО	60±4	6,4±0,6
3. Годичный ТБО	52±6	5,3±0,7
4. Биотопливо	56±5	5,6±0,6
5. Компост из ОСВ	47±4	4,6±0,5

* 4 растения на сосуд

Статистически значимые различия по урожайности выявлены только между вариантами 1 и 2. Последствие свежего компоста обеспечило прибавку урожая кормовых бобов по отношению к контролю на 20%.

Последствие мелиорантов через 3 года после внесения в почву уменьшалось в ряду:

свежий ТБО > биотопливо > годичный ТБО > ОСВ.

Таким образом, опыт показал, что свежий компост из ТБО в условиях микрополевого опыта обеспечивал существенную прибавку урожая в течение 3-х вегетационных периодов после внесения в почву.

Влияние компоста из ТБО на накопление тяжелых металлов растениями

Поведение химических элементов в системе почва-растение определяется множеством факторов, которые можно разделить на две группы:

- 1) факторы внешней среды;
- 2) свойства химического элемента, определяющие его поведение в окружающей среде.

Наиболее хорошо изучена зависимость поступления тяжелых металлов в растения от буферной способности почвы, формы и концентрации, в которых элемент находится в почве, и от генетически обусловленных (видовых и сортовых) особенностей растений (Горбатов, Зырин, 1987; Минеев, 1988; Климашевский, 1991; Шильников и др., 1994; Овчаренко и др., 1996; Тяжелые металлы..., 1997). К свойствам химического элемента, определяющим его биодоступность, относятся: знак заряда иона, величина заряда иона, форма соединения, способность к комплексообразованию и гидролизу (Прохоров, 1981).

При прогнозировании агроэкологических последствий использования переработанных отходов для повышения плодородия почв первоочередной задачей является изучение закономерностей распределения ТМ в системе удобрение-почва-растение в процессе трансформации органосодержащих веществ в почве.

Накопление тяжелых металлов растениями наблюдали в течение 3-х вегетационных периодов. Опытные культуры – пекинская капуста и кормовые бобы. Влияние компостов из ТБО на переход ТМ в растения оценивали по отношению к контролю (известкование по 0,25 Нг) и варианту с компостом из ОСВ.

Минерализация органического вещества компоста из ТБО должна сопровождаться переходом тяжелых металлов в почвенный раствор в формах, доступность которых для растений хорошо иллюстрируют коэффициенты накопления. Коэффициент накопления (КН) представляет собой отношение концентрации элемента в растениях C_p к концентрации в почве C_n :

$$КН = C_p / C_n.$$

Концентрации ТМ в почве опыта после внесения удобрений представлены в таблице 3.9.

Таблица 3.9. Концентрации ТМ в почве опыта после внесения удобрений, мг/кг*

Вариант	Zn	Cu	Mn	Ni	Fe
1. Контроль	73,0	40,0	865,0	7,0	15438
2. Свежий ТБО	104,4	46,2	869,5	9,4	15583
3. Годичный ТБО	136,6	48,9	880,1	13,2	15965
4. Биотопливо	130,2	48,1	874,2	9,2	15965
5. Компост из ОСВ	84,9	44,2	880,7	7,8	16002

* в вариантах 2–5 расчетные значения (по данным табл. 3.1)

Коэффициенты накопления рассчитывали для растений из почвы в целом, с учетом внесения элемента с удобрениями (KH_1), и из удобрений (KH_2) как отношение разности концентраций в растениях в варианте с удобрением и контрольном варианте ($C - C_k$) к количеству элемента, внесенного с удобрением на кг почвы (табл. 3.10). Этот способ расчета основан на допущении, что внесение удобрений не влияет на доступность элементов, содержащихся в почве. Аналогичный прием применяется при вычислении коэффициентов использования питательных веществ из почвы и удобрений (Агрохимия, 1989).

KH_2 для каждого варианта рассчитывали только по тем повторностям, в которых концентрация ТМ в растениях (C) превышала среднюю концентрацию данного металла в контроле (C_k). Если превышение наблюдали только в одной повторности, для значения KH_2 не указывали погрешность (\pm) (табл. 3.10). Такой подход к расчету завышает показатель KH_2 , но позволяет оценить максимально возможный в условиях данного опыта переход ТМ в системе удобрение – растение.

Опыт показал, что биодоступность ТМ, поступающих в почву с переработанными ТБО, существенно ниже, чем при внесении их в составе компоста из ОСВ: в варианте 5 были получены наиболее высокие значения KH_1 Zn, Ni и Mn.

В вариантах с компостами из ТБО на протяжении всего срока наблюдений KH_1 Zn, Cu, Mn, Ni и Fe были на уровне и ниже, чем в контроле. Только в 1998 г. (2-й урожай) в некоторых вариантах наблюдали увеличение накопления Cu растениями. Однако в течение времени доступность элементов заметно изменялась, о чем свидетельствуют значения KH_2 (табл. 3.10).

Таблица 3.10. Коэффициенты накопления тяжелых металлов растениями пекинской капусты
(КН₁ – из почвы в целом, КН₂ – из удобрений)

Варианты	Zn		Cu		Mn		Ni		Fe	
	КН ₁	КН ₂	КН ₁	КН ₂	КН ₁	КН ₂	КН ₁	КН ₂	КН ₁	КН ₂
1998 год, 1-й урожай										
1. Контроль	1,0 ±0,01	–	0,11±0,01	–	0,02±0,01	–	1,01±0,01	–	0,11±0,01	–
2. Свежий ТБО	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
3. Годичный ТБО	0,45±0,06	–	0,09±0,01	0,06±0,05	0,04±0,03	2,11	1,13±0,04	1,33	0,1±0,02	0,12
4. Биотопливо	0,61±0,13	0,31	0,11±0,02	0,18±0,1	0,03±0,02	1,94	0,62±0,15	–	0,08±0,03	–
5. Компост из ОСВ	2,27±0,01	10,1±0,03	0,11±0,03	0,32	0,09±0,01	4,2±0,6	2,93±1,0	20,7	0,12±0,02	0,52
1998 год, 2-й урожай										
1. Контроль	1,11±0,01	–	0,03±0,01	–	–	–	0,34±0,01	–	0,05±0,01	–
2. Свежий ТБО	0,80±0,12	0,38	0,05±0,02	0,18±0,18	0,01	2,0	0,05±0,03	–	0,03±0,01	–
3. Годичный ТБО	0,62	0,04	0,07±0,06	0,33±0,31	0,02	1,11	0,06±0,01	–	0,04±0,01	–
4. Биотопливо	0,78±0,1	0,34±0,23	0,09±0,01	0,4±0,08	–	–	0,01±0,01	–	0,04±0,01	0,13
5. Компост из ОСВ	3,16	15,5	0,06±0,01	0,35±0,17	0,02	1,10	–	–	0,04±0,01	–
1999 год										
1. Контроль	2,0±0,4	–	0,10±0,01	–	0,03±0,004	–	1,0±0,3	–	0,02±0,01	–
2. Свежий ТБО	1,2±0,2	–	0,10±0,04	0,42±0,11	0,03±0,004	0,5±0,1	0,4±0,2	–	0,02±0,01	–
3. Годичный ТБО	1,2±0,3	0,8±0,1	0,09±0,02	0,16±0,01	0,04±0,010	0,5±0,6	0,2±0,2	–	0,06±0,01	0,8±0,2
4. Биотопливо	1,1±0,2	0,1±0,01	0,09±0,03	0,15±0,08	0,03±0,004	–	0,5±0,1	–	0,01±0,01	–
5. Компост из ОСВ	4,4±0,7	18,7±4,7	0,13±0,04	0,64±0,22	0,04±0,01	0,9±0,4	1,2±0,3	4,0±2,2	0,05±0,02	0,8±0,6

Использование показателя KH_2 позволяет косвенно оценить доступность для растений тяжелых металлов, поступающих в почву с удобрениями. Оценка является условной, так как при внесении в почву любого удобрения или мелиоранта происходит перераспределение элементов не только в системе удобрение – почвенный раствор – твердая фаза почвы, но и нарушается равновесие между химическими, в том числе и коллоидными, формами элементов, присутствующими в почве до внесения удобрения.

Накопление марганца растениями пекинской капусты из удобрений (KH_2) значительно превосходило накопление из почвы (KH_1). Величины KH_2 из компостов для цинка и меди возрастали в течение вегетационного периода 1998 г. вследствие переходов ионов в усвояемые формы в процессе взаимодействия удобрений с почвой, тогда как никель и железо оставались в недоступных для растений формах (табл. 3.10).

В таблице 3.11. представлены концентрации тяжелых металлов в растениях и коэффициенты (K), показывающие какая их доля поступила в растения из органических удобрений:

$$K(\%) = (C - C_k) \cdot 100 / C,$$

где C – концентрация элемента в растениях опытного варианта, C_k – концентрация элемента в растениях в контрольном варианте (мг/кг). Следует отметить, что раздельное поступление химических элементов из почвы и удобрений в растения – это условное допущение, которое используется в агрохимии при расчете коэффициентов использования элементов из веществ, вносимых в почву.

Известно (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Ильин, 1991), что естественные уровни содержания ТМ в растениях изменяются в широких пределах. Концентрации Cu , Zn и Mn во всех вариантах опыта были в пределах нормы (табл. 3.11).

В растениях 1-го урожая наблюдали повышенное содержание Fe и Ni . В процессе взаимодействия удобрений с почвой доступность ТМ для растений заметно изменялась. Так в 1998 г. снижался общий поток ТМ в растения. Особенно наглядно это проявилось в отношении Fe : во всех вариантах опыта концентрация этого элемента в растениях 2-го урожая снизилась в 1,8–2,5 раза по отношению к растениям 1-го урожая.

Таблица 3.11. Концентрация ТМ в растениях пекинской капусты, мг/кг сухого вещества и коэффициенты (К) показывающие, какая доля ТМ поступила в растения из удобрения*

Варианты	Zn		Cu		Mn		Ni		Fe	
	мг/кг	К, %	мг/кг	К, %	мг/кг	К, %	мг/кг	К, %	мг/кг	К, %
1998 год, 1-й урожай										
1. Контроль	73,5±4,7	–	4,2±0,2	–	18,7±11,4	–	7,1±2,1	–	1751,9	–
2. Свежий ТБО	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
3. Годичный ТБО	63,4±5,0	–	4,5±0,6	7	33,1±24,7	44	14,9±0,5	54	1549,1±375,3	–
4. Биотопливо	79,7±16,2	8	5,7±1,2	26	23,0±18,9	19	5,7±1,3	–	1211,5±502,5	–
5. Компост из ОСВ	193,2±0,4	62	4,8±0,7	14	84,2±9,0	78	22,9±8,0	68	1854,8±267,4	6
1998 год, 2-й урожай										
1. Контроль	81,7±3,7	–	1,3±0,3	–	–	–	2,4±1,1	–	711,3±124,7	–
2. Свежий ТБО	84,4±13,0	3	2,5±1,1	44	9,1±2,0	100	0,5±0,3	–	515,8±57,7	–
3. Годичный ТБО	84,5±9,1	3	3,3±2,8	56	16,9±1,7	100	0,7±0,09	–	671,8±342,4	–
4. Биотопливо	101,3±13,5	19	4,6±0,7	69	–	–	0,1±0,02	–	680,6±143,7	–
5. Компост из ОСВ	268,6±34,2	70	2,8±0,7	50	17,3±3,1	100	–	–	604,0±210,0	–
1999 год										
1. Контроль	148,8±28,5	–	3,9±0,5	–	22,8±3,5	–	6,9±1,9	–	351,8±185,2	–
2. Свежий ТБО	125,5±16,6	–	4,9±1,9	20	24,4±4,0	6	3,7±1,5	–	248,2±105,5	–
3. Годичный ТБО	164,0±46,4	9	4,5±1,1	13	31,5±10,2	4	3,0±2,1	–	932,7±129,3	62
4. Биотопливо	138,6±19,6	–	4,1±1,3	5	22,9±3,6	0,4	4,4±0,7	–	220,2±106,7	–
5. Компост из ОСВ	371,4±28,2	60	5,8±1,8	33	36,9±10,8	38	9,1±2,5	32	825,7±361,0	57
Нормальное содержание ТМ**	15,0–150,0		3,0–40,0		15–150		0,1–3,0		20–1000	

* по средним значениям; ** В. Б. Ильин. (1991); А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас (1989).

Резкое уменьшение содержания Fe может быть обусловлено следующими причинами: различиями фаз развития растений (количество Fe в быстрорастущих тканях ниже), осаждением растворимого Fe вследствие нейтрализации кислотности почв и конкуренцией катионов других микроэлементов за места присоединения хелатирующих соединений, поступающих в почвенный раствор при разложении компоста (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989).

Наиболее высокие значения К (Zn) получены в варианте с компостом из ОСВ: 60–70%. Поступление Zn из компоста из ТБО в растения не превышало 19%.

В первый год взаимодействия удобрений с почвой наблюдали резкое увеличение доли меди, поступившей в растениях 2-го урожая из удобрений – в 4-м варианте до 69%.

Опыт продемонстрировал отсутствие положительной линейной корреляции между продолжительностью взаимодействия компостов с почвой и переходом ТМ в системе удобрение – растение. На 2-й год (урожай 1999 г.) значение К для Zn, Cu и Mn во всех вариантах опыта были ниже, чем для растений 2-го урожая 1998 г. (табл. 3.11).

На 3-й год проведения опыта наблюдали накопление ТМ растениями кормовых бобов сорт «Русский черный» (табл. 3.12; 3.13). Наиболее высокие концентрации и коэффициенты накопления Cu, Zn, Mn, Pb и Fe растениями, как и в предыдущие годы, получены в варианте с компостом из ОСВ.

Таблица 3.12. Концентрация ТМ в растениях кормовых бобов, мг/кг сухой массы

Варианты	Cu	Mn	Pb	Zn	Fe
1. Контроль	13±3	102±21	4,2±1,4	125±87	1342±643
2. Свежий ТБО	18±1	84±10	6,2±1,4	125±41	1062±293
3. Годичный ТБО	21±3	81±6	6,7±1,2	117±24	1417±277
4. Биотопливо	19±2	82±4	4,4±1,2	181±85	1119±318
5. Компост ОСВ	22±5	132±17	7,5±0,1	231±72	2031±576

Таблица 3.13. Коэффициенты накопления тяжелых металлов растениями кормовых бобов (КН₁ – из почвы в целом, КН₂ – из удобрений)

Варианты	Cu		Mn		Zn		Pb		Fe	
	КН ₁	КН ₂	КН ₁	КН ₂	КН ₁	КН ₂	КН ₁	КН ₂	КН ₁	КН ₂
1. Контроль	0,33±0,07	–	0,12±0,02	–	1,7±1,2	–	0,22±0,07	–	0,09±0,04	–
2. Свежий ТБО	0,39±0,02	0,78±0,20	0,96±0,01	–	1,2±0,4	1,6	0,19±0,04	0,16±0,08	0,07±0,02	0,74
3. Годичный ТБО	0,42±0,06	0,82±0,30	0,09±0,01	–	0,8±0,2	0,4	0,09±0,02	0,05±0,03	0,09±0,02	0,51±0,03
4. Биотопливо	0,39±0,05	0,67±0,30	0,09±0,01	–	1,4±0,6	1,4±1,4	0,07±0,02	0,18±0,01	0,07±0,02	0,2
5. Компост ОСВ	0,49±0,1	2,0±1,1	0,15±0,02	1,96±1,1	2,7±0,8	8,9±6,0	0,37±0,01	3,2±0,01	0,13±0,03	1,71±0,34

Известно, что одним из основных факторов, влияющих на поглощение химических элементов растениями, являются видовые особенности растений. Поэтому сравнение величин КН растениями пекинской капусты и кормовых бобов некорректно. Показателем, косвенно характеризующим изменение био-

доступности для растений химического элемента, может служить отношение:

$$KН_2/KН_1 = d.$$

Величина d показывает, во сколько раз КН элемента растениями из удобрений был больше (или меньше, если значение $d < 1$), чем из почвы в целом. Иными словами, коэффициент d позволяет оценить как изменяется доступность ТМ для растений из удобрений во времени по отношению к доступности их из почвы. Использование коэффициента d позволяет исключить влияние видовых особенностей растений на оценку изменения биодоступности химических элементов в процессе трансформации мелиорантов в почве.

В таблице 3.14 представлены значения d для растений пекинской капусты и кормовых бобов. Если концентрация элемента в растениях опытного варианта была на уровне или ниже концентрации в растениях контрольного варианта – принимаем, что элемент в удобрениях находился в недоступной для растений форме (прочерк в таблице). Из данных табл. 3.14. видно, что Cu и Mn наиболее интенсивно поступали из компостов в растения в 1998 году (2-й урожай пекинской капусты). Рост растений приходился на период от 60 до 109 суток взаимодействия удобрения с почвой. Уменьшение перехода указанных элементов в растения из удобрений по отношению накопления их из почвы наблюдали в течение 2-го и 3-го вегетационных периодов во всех вариантах опыта.

Таким образом, тяжелые металлы, поступающие в почву при использовании компоста из ТБО в качестве органического удобрения и мелиоранта, длительное время находятся в труднодоступных для растений формах.

Таблица 3.14. Значения коэффициентов d^* для Zn, Cu, Mn и Fe1 – пекинская капуста (1998 г. 1-й урожай); 2 – пекинская капуста (1998 г. 2-й урожай); 3 – пекинская капуста (1999 г.); 4 – кормовые бобы (2000 г.)

Варианты	d (Zn)				d (Cu)				d (Mn)				d (Fe)			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
1. Контроль	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
2. Свежий ТБО	–	0,47	–	1,3	–	3,6	4,2	2,0	–	200	16,6	–	–	–	–	10,6
3. Годичный ТБО	–	0,06	0,66	0,5	0,66	4,7	1,8	1,9	52,7	55,5	12,5	–	1,2	–	13,3	5,7
4. Биотопливо	0,5	0,43	0,09	1,0	1,64	4,4	1,7	1,7	64,7	–	–	–	–	3,1	–	2,8
5. Компост ОСВ	4,4	4,9	4,25	3,3	2,9	5,8	4,9	4,1	46,4	55,0	22,5	13,0	4,3	–	16,0	13,1

* коэффициент d показывает, во сколько раз КН элемента растениями из удобрений был больше (или меньше, если значение $d < 1$), чем из почвы в целом

Влияние компоста из ТБО на накопление азота, фосфора, калия и кальция растениями

Влияние продолжительности контакта компостов с почвой на накопление растениями азота, калия, фосфора и кальция можно оценить по содержанию элементов в растениях (табл. 3.15) и выносу их с урожаем (табл. 3.16).

Пик содержания азота в растениях пекинской капусты приходился на 1998 г. (2-й урожай). Как видно из данных табл. 3.15, на момент внесения в почву в компосте из ОСВ азот присутствовал в более доступной для растений форме: в варианте 5 содержание N в растениях 1-го урожая было в 1,3–1,4 раза

выше, чем в других вариантах опыта. Максимум содержания калия в растениях пекинской капусты в вариантах 2–4 также приходится на 2-й урожай 1998 г.

Накопление элемента в течение вегетации растений удобно характеризовать выносом на данный момент времени, поскольку этот параметр, как и масса растений, является интегральной характеристикой состояния растений. Концентрация элемента в растениях есть производная величина от выноса элемента и массы растений, и может увеличиваться или уменьшаться в зависимости от соотношения скоростей их изменения (Дричко, Цветкова, 1990).

Опыт показал, что в вариантах с компостами из ТБО существенно возрастал вынос азота, фосфора, калия и кальция растениями. В первый год взаимодействия мелиорантов с почвой вынос N и K₂O пекинской капустой был выше, чем в контроле в 2–4 и 1,3–3,5 раза соответственно. На второй год взаимодействия удобрений с почвой (1999 г.) во всех вариантах с компостами из ТБО вынос CaO существенно превышал вынос в варианте с известняковой мукой (контроль) (табл. 3.16).

Установлено, что только при использовании свежего компоста из ТБО существенное влияние на выносы элементов питания (N, P₂O₅, K₂O, CaO) с урожаем проявлялось в течение 3-х вегетационных периодов. Действие компоста из ОСВ на вынос указанных элементов наблюдали только в первый год после внесения в почву.

Скорости выноса элементов с растениями и водами при внесении органических удобрений в почву должны зависеть от степени минерализации органического вещества удобрений и соотношения в них валовых и подвижных форм элементов. В компосте, прошедшем стадию созревания в штабелях, а также после использования компоста в качестве биотоплива снижается массовая доля органического вещества и увеличивается содержание подвижных форм фосфора, калия и нитратного азота. Вероятно, этим объясняется более продолжительное влияние свежего компоста из ТБО на урожай и вынос элементов питания растениями по сравнению с компостом годичной выдержки и биотопливом.

Таблица 3.15. Химический состав растений пекинской капусты и кормовых бобов, %

Варианты	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO
<i>Пекинская капуста 1998 год, 1-й урожай</i>				
1. Контроль	1,8±0,1	не опр.	4,0±0,1	не опр.
2. Свежий ТБО	–	–	–	–
3. Годичный ТБО	1,9±0,1	не опр.	4,2±0,2	не опр.
4. Биотопливо	1,8±0,01	не опр.	4,0±0,1	не опр.
5. Компост из ОСВ	2,4±0,2	не опр.	4,0±0,1	не опр.
<i>Пекинская капуста 1998 год, 2-й урожай</i>				
1. Контроль	2,2±0,1	не опр.	4,5±0,1	не опр.
2. Свежий ТБО	2,4±0,1	не опр.	4,9±0,1	не опр.
3. Годичный ТБО	2,3±0,1	не опр.	4,2±0,1	не опр.
4. Биотопливо	2,6±0,3	не опр.	4,3±0,3	не опр.
5. Компост из ОСВ	2,3±0,1	не опр.	3,0 ±0,1	не опр.

Варианты	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO
Пекинская капуста 1999 год				
1. Контроль	1,7±0,2	1,8±0,1	3,0±0,3	2,0±0,1
2. Свежий ТБО	1,9±0,2	1,8±0,1	3,0±0,4	2,4±0,4
3. Годичный ТБО	1,9±0,3	1,5±0,1	2,8±0,4	2,8±0,5
4. Биотопливо	1,9±0,1	1,7±0,1	2,6±0,3	3,2±0,1
5. Компост из ОСВ	1,9±0,1	1,7±0,1	2,5±0,3	2,1±0,7
Кормовые бобы, 2000 год				
1. Контроль	3,8±0,7	0,80±0,02	1,5±0,1	2,1±0,2
2. Свежий ТБО	4,4±0,7	0,80±0,02	1,4±0,2	2,4±0,3
3. Годичный ТБО	3,5±0,5	0,80±0,03	1,3±0,2	2,2±0,1
4. Биотопливо	3,8±0,8	0,80±0,02	1,1±0,1	2,2±0,3
5. Компост из ОСВ	3,7±0,4	0,90±0,04	1,3±0,2	2,1±0,1

Таблица 3.16. Вынос азота, фосфора, калия и кальция растениями пекинской капусты и кормовых бобов, г/сосуд

Варианты	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO
Пекинская капуста, 1998 год, 1-й урожай				
1. Контроль	0,03±0,01	не опр.	0,06±0,02	не опр.
2. Свежий ТБО	–	–	–	–
3. Годичный ТБО	0,10±0,02	не опр.	0,21±0,05	не опр.
4. Биотопливо	0,07±0,03	не опр.	0,16±0,05	не опр.
5. Компост из ОСВ	0,16±0,05	не опр.	0,26±0,06	не опр.
Пекинская капуста, 1998 год, 2-й урожай				
1. Контроль	0,01±0,004	не опр.	0,03±0,008	не опр.
2. Свежий ТБО	0,03±0,01	не опр.	0,06±0,01	не опр.
3. Годичный ТБО	0,02±0,002	не опр.	0,04±0,004	не опр.
4. Биотопливо	0,04±0,01	не опр.	0,07±0,02	не опр.
5. Компост из ОСВ	0,03±0,01	не опр.	0,04±0,02	не опр.
Пекинская капуста, 1999 год				
1. Контроль	0,02±0,006	0,02±0,005	0,03±0,01	0,02±0,005
2. Свежий ТБО	0,03±0,008	0,03±0,004	0,05±0,01	0,04±0,01
3. Годичный ТБО	0,02±0,004	0,02±0,002	0,03±0,004	0,03±0,01
4. Биотопливо	0,02±0,005	0,02±0,005	0,03±0,006	0,04±0,01
5. Компост из ОСВ	0,02±0,006	0,02±0,005	0,03±0,006	0,02±0,01
Кормовые бобы, 2000 год				
1. Контроль	0,2±0,08	0,04±0,01	0,07±0,01	0,11±0,02
2. Свежий ТБО	0,3±0,04	0,05±0,002	0,10±0,01	0,14±0,01
3. Годичный ТБО	0,2±0,05	0,04±0,01	0,06±0,02	0,11±0,02
4. Биотопливо	0,2±0,05	0,04±0,01	0,06±0,01	0,13±0,04
5. Компост из ОСВ	0,2±0,02	0,04±0,003	0,06±0,03	0,10±0,01

Выводы

1) Компост из ТБО обладает длительной нейтрализующей способностью. Использование компоста в качестве органических удобрений на кислых дерново-подзолистых почвах равноценно известкованию.

2) Внесение компоста из ТБО в дерново-подзолистые почвы улучшает агрохимические и агрофизические свойства почв, обеспечивает увеличение содержания подвижных соединений биофильных элементов.

3) В свежем компосте из ТБО минеральный азот находится преимущественно в аммонийной форме. В процессе минерализации компоста происходит увеличение содержания нитратного азота.

4) Влияние компоста из ТБО на урожайность сельскохозяйственных культур зависит от срока выдержки компоста, продолжительности контакта компоста с почвой и видовых особенностей растений. Свежий компост из ТБО фитотоксичен. Через 2 месяца после внесения в почву фитотоксическое действие свежего компоста прекращается. При внесении свежего компоста с осени фитотоксический эффект отсутствует. После прекращения фитотоксического эффекта внесённого в почву свежего компоста его влияние на урожайность сельскохозяйственных культур и вынос биофильных элементов растениями более продолжительно, чем влияние компоста, прошедшего стадию дозревания в штабелях или использованного в качестве биотоплива.

5) Внесение свежего компоста в почву в условиях микрополевого опыта обеспечивало существенную прибавку урожая растений пекинской капусты и кормовых бобов в течение 3-х вегетационных периодов.

6) Нормированное использование компоста в качестве органического удобрения и мелиоранта не приводит к загрязнению почв и урожая тяжелыми металлами. Доступность ТМ зависит от скорости минерализации компоста и видовых особенностей растений.

ГЛАВА 4

ВЛИЯНИЕ БИОТЕРМИЧЕСКИ ПЕРЕРАБОТАННЫХ ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ НА УРОЖАЙ ЗЕРНОВЫХ КУЛЬТУР И АГРОХИМИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТОЙ ПОЧВЫ (полевой опыт)

Зависимости урожайности и качества сельскохозяйственных культур от каких-либо факторов, полученные в условиях одного отдельно взятого эксперимента, нельзя считать абсолютным доказательством выявленных закономерностей. Если же в серии модельных, лабораторных, вегетационных и полевых опытов получены сходные зависимости, можно говорить о выявленных закономерностях (Витковская, 2009). С целью подтверждения результатов, полученных в микрополевым опыте (глава 3) в условиях полевого эксперимента изучено влияние компоста из ТБО на реакцию почвы, почвенный поглощающий комплекс, урожайность и химический состав растений.

Объекты и методы исследования

Полевой эксперимент был заложен в Меньковском филиале Агрофизического института на среднекислой дерново-подзолистой супесчаной почве в 1999 году. Площадь делянок – 16 м², повторность 4-кратная. Почву опытного участка до закладки опыта характеризовали следующие показатели: рН_{KCl} 4,95–5,08, содержание обменного Ca²⁺ 2,97–3,94 м-экв/100 г, подвижного P₂O₅ 121–143 мг/кг, обменного K₂O 210–225 мг/кг.

Схема опыта включала следующие варианты:

1. Контроль (без удобрений);
2. N90P90K90;
3. N90P90K90 + известняковая мука;
4. N90P90K90 + компост из ТБО (2-кратное внесение);
5. N90P90K90 + компост из ТБО (1-кратное внесение).

Минеральные удобрения (экофоска) и известняковая мука (доза по 1 Нг) были внесена в мае 1999 года, компост из ТБО – в ноябре 1999 г. в вариантах 4 и 5 (свежий, влажность 55%) и повторно – в мае 2001 г. в варианте 4 (годовой выдержки, влажность 41%). Дозы внесения компостов – 17 т сухой массы на 1 га. В мае 2001 г. в вариантах 2 и 3 экофоска была внесена повторно в дозе N70P70K70. Химический состав удобрений представлен в таблице 4.1.

Таблица 4.1. Химический состав компоста из ТБО и экофоски

Показатель	компост из ТБО*		экофоска
	1999 год	2001 год	
N, %	1.01	1.01	12.0
P ₂ O ₅ , %	0.45	0.5	12.0
K ₂ O, %	0.42	0.25	12.0
CaO, %	6.31	7.84	–
MgO, %	0.95	0.88	–
Zn, мг/кг	1540	1940	8,6
Cu, мг/кг	80	200	23,7
Mn, мг/кг	180	320	57,3
Pb, мг/кг	1240	600	7.9
Fe, мг/кг	4160	3860	–

* на сухое вещество

В 2000 году выращивали ячмень (*Hordeum*) сорта «Криничный», в 2001 г. – овес (*Avena*) сорта «Борус», в 2002 г. – викоовсяную смесь (*Vicia-Avena*). Отбор почвенных образцов проводили через 94, 388, 481, 732, 836 и 1120 суток после закладки опыта (через 208, 301, 552, 656 и 948 суток после внесения компоста). Подробное описание методов агрохимического анализа почвы, растений и удобрений представлено в Приложении.

Влияние компоста из ТБО на урожай зерновых культур

Урожайность зерна ячменя (2000 г.) в вариантах с компостом из ТБО (4 и 5) была достоверно выше, чем в контроле в 2,2–2,4 раза и превышала урожайность в варианте 2 (фон) в 1,4–1,6 раза (табл. 4.2). То есть, компост из ТБО обеспечил прибавку урожая зерна ячменя на 41–57% по отношению к варианту 2 (N90P90K90), в котором удобрения были внесены в мае предшествующего года.

Таблица 4.2. Влияние компоста из ТБО на урожай растений ячменя и овса, ц/га

Вариант	2000 г. ячмень			2001 г. овес		
	зерно	солома	отношение зерно:солома	зерно	солома	отношение зерно:солома
1	7,9	7,2	1,08	10,2	10,7	0,96
2	12,2	13,7	0,85	23,6	25,1	0,94
3	16,2	15,5	0,87	21,8	25,6	0,86
4	17,3	17,8	1,01	17,8	16,7	1,11
5	19,2	19,8	1,01	19,1	15,8	1,21
НСР _{0.05}	6,2	7,2	0,32	6,9	7,4	0,21

Примечание: варианты опыта: 1 – Контроль; 2 – NPK; 3 – NPK + известняковая мука; 4 – NPK + компост из ТБО (2-кратное внесение); 5 – NPK+ компост из ТБО (1-кратное внесение).

Последствие компоста на урожай было равноценно повторному внесению минеральных удобрений: урожай зерна овса (2001 г.) в вариантах 4 и 5 был выше, чем в контроле в 1,7 и 1,9 раза соответственно и не имел существенных различий с вариантами 2 и 3, в которых в мае повторно была внесена эфоска.

Таким образом, на кислой дерново-подзолистой почве влияние компоста из ТБО на урожай зерновых культур было равноценно влиянию минеральных удобрений в сочетании с известкованием.

Влияние компоста из ТБО на вынос азота, фосфора, калия и кальция с урожаем зерновых культур

По убыванию выноса с урожаем опытных культур (табл.4.3) элементы можно расположить в следующие ряды:

зерно: N > P > Ca > K

солома: Ca > K > N > P.

Вынос элементов питания (кг/га) существенно различался по вариантам опыта, но количество элемента, израсходованное на формирование 1ц зерна или соломы практически не зависело от вида и количества вносимых удобрений, поэтому в таблице 4.4 приведены средние значения выносов элементов.

Таблица 4.3. Вынос элементов питания растениями ячменя и овса, кг/га

Вариант	N		P ₂ O ₅		K ₂ O		CaO	
	зерно	солома	зерно	солома	зерно	солома	зерно	солома
ячмень								
1	17	5,3	8,1	2,4	2,8	5,3	7,4	10,8
2	24	10,6	13,9	3,7	4,8	10,4	10,1	17,9
3	8	11,8	16,2	4,7	6,1	10,8	12,9	16,6
4	28	20,7	18,9	6,0	6,7	14,1	14,5	26,2
5	43	13,2	22,7	5,7	7,5	14,3	15,0	29,2
НСР _{0,05}	13,4	7,0	7,37	2,6	2,9	6,6	5,4	11,2
овес								
1	16,8	4,9	12,4	3,3	2,9	9,7	8,7	15,6
2	44,6	11,8	33,0	8,3	6,3	25,7	25,7	35,5
3	41,0	11,7	28,6	8,0	5,9	23,9	18,2	34,3
4	26,7	7,0	21,9	5,2	5,1	16,8	14,8	23,4
5	26,7	5,6	24,0	5,0	4,5	13,5	15,6	25,0
НСР _{0,05}	11,2	3,1	7,6	2,3	2,1	9,2	7,6	12,5

Примечание: варианты опыта: 1. Контроль; 2. NPK; 3. NPK + известняковая мука; 4. NPK + компост из ТБО (2-кратное внесение); 5. NPK + компост из ТБО (1-кратное внесение)

Таблица 4.4. Вынос элементов питания с 1ц растений ячменя и овса

N		P ₂ O ₅		K ₂ O		CaO	
зерно	солома	зерно	солома	зерно	солома	зерно	солома
ячмень							
1,7±0,7	0,8±0,2	1,1±0,1	0,3±0,03	0,4±0,02	0,7±0,03	0,8±0,1	1,4±0,2
овес							
1,7±0,2	0,4±0,1	1,3±0,1	0,3±0,01	0,3±0,02	0,9±0,1	0,9±0,1	1,4±0,2

* ± стандартное отклонение

Влияние компоста из ТБО на поступление тяжелых металлов в растения

Результаты опыта подтверждают имеющуюся информацию (Скворцов и др., 1999; Витковская, 2000; Гринин, Новиков, 2002) о том, что использование компоста не приводит к загрязнению урожая тяжелыми металлами. Доступность ТМ может зависеть от скорости минерализации компоста и видовых особенностей растений, но даже при повышенных дозах внесения (более 100 т/га), концентрации ТМ в растениях не превышают нормальных фоновых концентраций.

Так, концентрации Zn, Pb, Mn и Fe в зерне и соломе опытных культур в вариантах с компостом были на уровне или ниже концентраций этих элементов в контрольном варианте опыта (табл. 4.5).

Таблица 4.5. Концентрация тяжелых металлов в растениях ячменя и овса, мг/кг сухой массы 1 – зерно, 2 – солома

Вариант	Zn		Cu		Pb		Mn		Fe	
	зерно	соло- ма	зерно	соло- ма	зерно	соло- ма	зерно	соло- ма	зерно	соло- ма
ячмень										
1	41,2	–	2,5	–	2,5	2,5	17,5	–	84	–
2	43,7	31,9	2,5	2,5	сл.	2,5	21,2	48,7	97	186
3	45,0	25,0	3,3	2,5	2,5	2,5	17,5	34,2	118	313
4	36,9	21,8	4,4	2,5	2,5	2,5	17,5	35,8	49	166
5	46,9	19,4	4,4	2,5	2,5	сл.	21,9	35,0	72	122
НСР _{0,05}	8,4	11,7	1,4	0,0	0,0	0,0	5,2	12,6	22	118
овес										
1	40,6	21,9	3,1	2,5	2,5	2,5	40,6	59,1	26,9	55,6
2	43,7	20,6	3,1	2,5	2,5	2,5	63,7	133,1	33,1	46,9
3	38,7	17,5	2,5	2,5	2,5	сл.	48,7	96,7	33,7	36,9
4	35,0	25,6	5,0	2,5	2,5	2,5	38,1	39,4	25,6	35,0
5	36,9	18,1	2,5	2,5	сл.	2,5	40,0	37,5	27,5	30,0
НСР _{0,05}	10,7	8,8	1,2	0,0	0,0	0,0	12,4	40,0	10,7	21,0

Примечание: варианты опыта: 1 – Контроль; 2 – NPK; 3 – NPK + известняковая мука; 4 – NPK + компост из ТБО (2-кратное внесение); 5 – NPK + компост из ТБО (1-кратное внесение)

Известно, что в дерново-подзолистых почвах легкого механического состава часто наблюдается недостаток Cu (Ефимов и др., 1991). Концентрация Cu в растениях ниже 3 мг/кг считается недостаточной (нормальная концентрация от 3 до 40 мг/кг сухой массы) (Ильин, 1991). Медное голодание может послужить причиной гибели злаковых культур и пустозерности колоса Cu (Ефимов и др., 1991).

Очевидно, что компост из ТБО можно рассматривать как источник Cu для растений. В 1 тонне компоста из ТБО с исходной влажностью содержится от 40 до 150 г меди. В вариантах с компостом концентрация Cu в зерне ячменя и овса была выше, чем в контроле в 1,8 и 1,6 раза соответственно. Возможно, с этим связана тенденция увеличения доли зерна в структуре урожая опытных культур (табл. 4.2).

Низкий уровень биодоступности ТМ, присутствующих в компосте, может быть обусловлен следующими причинами:

- 1) ТМ находятся, как правило, в труднорастворимых комплексах с органическими соединениями (Скворцов и др., 1999);
- 2) компост имеет щелочную реакцию и оказывает нейтрализующее действие на почвенную кислотность.

Оценки показывают (Витковская, 2000; Витковская, 2002), что при минерализации компоста из ТБО большая часть ТМ длительное время (как минимум, 4–5 лет) остается в труднодоступных для растений формах.

Динамика кислотности почвы в процессе трансформации компоста из ТБО

Установлено, что компост из ТБО обладает более продолжительным нейтрализующим действием на почвенную кислотность, чем известняковая мука. Динамику изменения pH_{KCl} почвы наблюдали в течение трех вегетационных периодов. В течение первых 3-х месяцев взаимодействия известняковой муки с почвой (вариант 3) активность H^+ резко уменьшалась, но уже через год после внесения мелиоранта наметилась устойчивая тенденция к подкислению почвы (рис. 4.1).

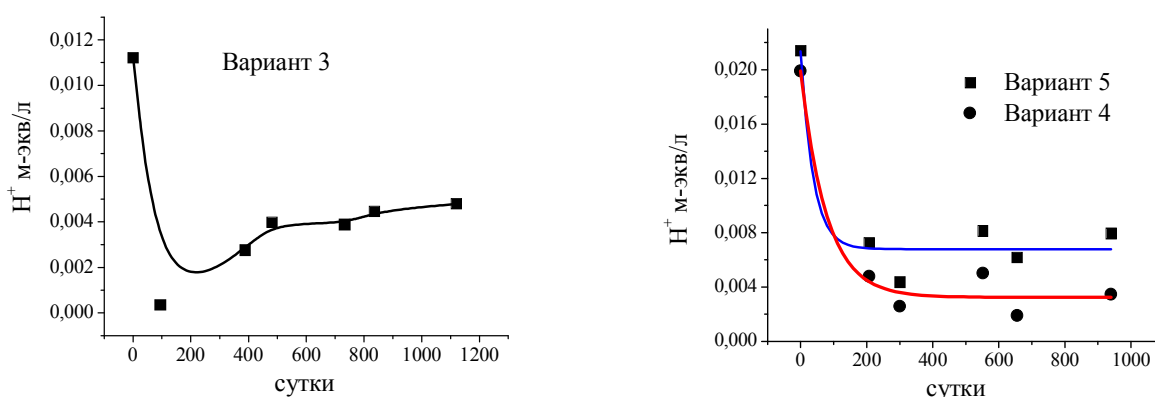


Рис. 4.1. Изменение активности H^+ в процессе взаимодействия известняковой муки и компоста из ТБО с почвой (варианты: 3 – NPK + известняковая мука; 4 – NPK + компост из ТБО (2-кратное внесение); 5 – NPK + компост из ТБО (1-кратное внесение))

Увеличение активности H^+ в почве (вариант 3) в период от 94 до 1120 суток хорошо описывается экспоненциальной зависимостью ($r^2 = 0.96$):

$$H^+ = H_0(1 - e^{-t/\tau}),$$

где H^+ – активность ионов водорода на момент времени t , м-экв/л; H_0 – конечная активность ионов водорода (1120-е сутки); τ – среднее время пребывания ионов водорода в почвенном растворе, сутки. Период увеличения активности ионов водорода вдвое $T = 0,693 \cdot \tau$ (сутки).

Расчеты показали, что при внесении известняковой муки в дозе по 1 Нг в условиях полевого опыта на почве легкого механического состава за 3 года наблюдения период увеличения активности ионов водорода вдвое составил 230 суток.

В вариантах с компостом (4 и 5) за весь период наблюдения не выявлена тенденция к подкислению почвы (рис. 4.1). Активность ионов H^+ уменьшалась в течение 940 суток после внесения компоста, что также хорошо описывается экспоненциальной зависимостью:

$$H^+ = H_0 + H_1 \cdot e^{-t/\tau},$$

где H^+ – активность ионов водорода на момент времени t , м-экв/л; H_0 – активность ионов водорода не зависящая от времени; H_1 – начальная активность ио-

нов водорода, м-экв/л; τ – среднее время пребывания ионов водорода в почвенном растворе, сутки.

Периоды уменьшения активности H^+ вдвое (Т) в вариантах 4 и 5 составили 54 ± 28 суток. Повторное внесение компоста (вариант 4) оказало влияние на значение N_0 : для вариантов 4 и 5 оно составило 0,0032 и 0,0068 м-экв/л соответственно.

Известно (Небольсин, Небольсина, 1997), что темпы подкисления известкованных почв зависят от видов известковых удобрений. Скорость этого процесса должна определяться скоростью перехода оснований из мелиоранта в почвенный раствор, а также отчуждением их с урожаем и водами. Однако наши исследования показали, что корреляционная зависимость между концентрацией H^+ и концентрацией обменного Ca^{2+} в почве отсутствовала.

По изменению концентрации обменного Ca^{2+} период взаимодействия мелиоранта с почвой можно разделить на два этапа: 1-й этап характеризуется интенсивным переходом Ca^{2+} мелиоранта в почвенный раствор и, как следствие, происходит увеличение концентрации обменного кальция в почве. При этом скорость накопления Ca^{2+} в обменной форме должна зависеть от растворимости мелиоранта и влажности почвы. На втором этапе скорость выноса элемента из почвы превосходит скорость перехода Ca^{2+} в обменную форму, и наблюдается снижение концентрации обменного кальция. Опыт показал, что на почве легкого механического состава при внесении как известняковой муки, так и компоста из ТБО продолжительность 1-го этапа не превышает 1 года (рис.4.2).

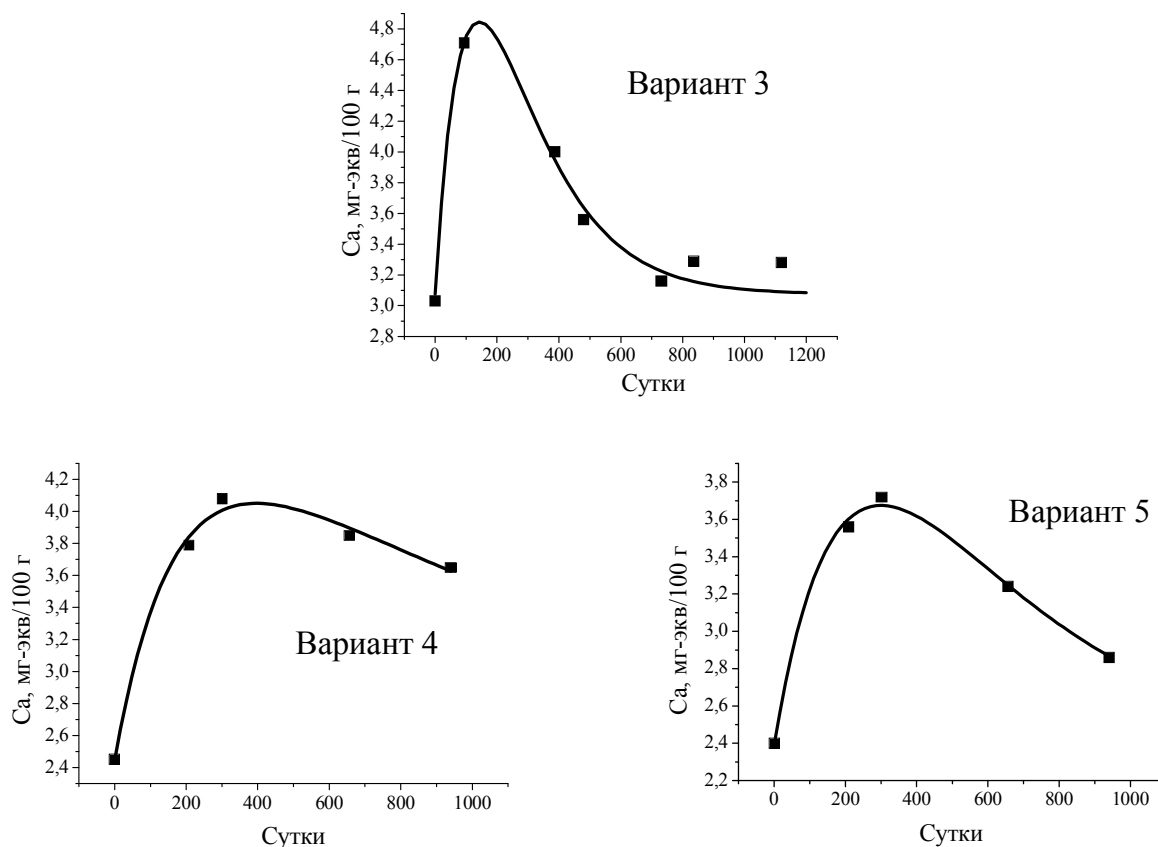


Рис. 4.2. Изменение концентрации обменного кальция в почве во времени

Изменение концентрации обменного Ca^{2+} во времени хорошо аппроксимируется функцией вида:

$$C_2(t) = C_{02} + C_{01} \frac{k_1}{k_2 - k_1} [\exp(-k_1 t) - \exp(-k_2 t)],$$

где $C_2(t)$ – концентрация обменного кальция в почве (м-экв/100 г) на момент времени t , формирующаяся в результате взаимодействия почвы и мелиоранта, C_{01} – концентрации обменных ионов Ca^{2+} в почве в начальный момент времени после внесения мелиоранта; C_{02} – концентрация элемента на момент $t = 0$; k_1 и k_2 – константы скоростей (сут.⁻¹) накопления и выведения ионов, находящихся в подвижной форме. Величины $C_2(t)$ определяются в эксперименте, а C_{01} , C_{02} , k_1 и k_2 вычисляются по экспериментальным значениям $C_2(t)$. Периоды увеличения (T_1) и уменьшения (T_2) концентрации обменного кальция вдвое характеризует отношение: $T_i = 0,693/k_i$. Параметры модели представлены в таблице 4.6.

Таблица 4.6. Параметры модели изменения концентрации обменного кальция в почве

Параметры	Вариант 3	Вариант 4	Вариант 5
C_{01}	2,6±0,8	2,3±0,5	3±2
C_{02}	3,00±0,01	2,40±0,01	2,40±0,01
T_1 , сутки	43±30	120±50	170±270
T_2 , сутки	210 ±70	866 ± 433	250±200
r^2	0,96	0,99	0,99

Примечание: (варианты опыта: 3 – NPK + известняковая мука; 4 – NPK+компост из ТБО (2-кратное внесение); 5 – NPK + компост из ТБО (1-кратное внесение))

Компост из ТБО следует рассматривать как перспективное нетрадиционное органическое удобрение, использование которого в агрофере позволит не только возвращать в биологический круговорот органические и минеральные вещества, но и поможет частично решить проблему повышения плодородия кислых почв.

Динамика подвижного фосфора и обменного калия в почве в процессе трансформации компоста из ТБО

Динамика концентраций элементов питания в почвенном растворе определяется скоростями разнонаправленных процессов: с одной стороны – скоростью перехода ионов из твердой фазы или удобрения в почвенный раствор, с другой – скоростями перехода ионов в труднодоступные формы и выноса их растениями и водами. Сезонные колебания концентраций подвижных соединений элементов питания в почвенном растворе определяются влиянием климатического фактора, а также частично могут быть связаны с механической обработкой почвы, приводящей к перемешиванию пахотного слоя. В вариантах с удобрениями по отношению к контролю должны быть выше как скорость вос-

становления концентрации ионов в почвенном растворе, так и вынос элемента с урожаем.

Сезонные и годовые колебания концентраций подвижного фосфора и обменного калия в контрольном варианте в течение 1120 суток составили 15% (142 ± 22 мг/кг почвы) и 35% (164 ± 58 мг/кг почвы) соответственно (табл. 4.7).

Таблица 4.7. Изменение содержания подвижного фосфора и обменного калия в почве опыта во времени, мг/кг

Вариант	Срок наблюдения, сутки							Среднее*
	0	<u>94</u> 0	<u>388</u> 208	<u>481</u> 301	<u>732</u> 552	<u>836</u> 656	<u>1120</u> 940	
P_2O_5								
1	121	167	165	123	132	122	164	142 ± 22
2	121	201	не опр.	143	154	не опр.	172	168 ± 25
3	130	219	190	148	146	163	171	173 ± 28
4	143	204	202	177	168	162	159	179 ± 20
5	143	228	180	172	167	144	167	176 ± 28
НСР _{0,05}	48	102	82	85	81	74	30	
K_2O								
1	225	265	153	141	118	125	121	164 ± 58
2	225	349	не опр.	134	124	не опр.	177	196 ± 104
3	222	392	183	164	162	167	152	203 ± 93
4	210	377	182	191	118	148	144	193 ± 94
5	210	260	148	212	134	148	147	175 ± 50
НСР _{0,05}	100	68	41	75	50	48	46	

Примечание: над чертой срок наблюдения с момента закладки опыта (для вариантов 1–3), под чертой – срок наблюдения с момента внесения компоста (для вариантов 4,5); * \pm стандартное отклонение для вариантов 2–5 рассчитывали за период 94–1120 суток

Концентрация подвижных фосфатов в почве до закладки опыта оценивается как повышенная. Вероятно, именно с этим связано отсутствие существенного влияния удобрений на этот показатель по временным точкам отбора (табл. 4.7).

Уменьшение концентраций подвижного фосфора и обменного калия в почве во времени хорошо описывается линейной зависимостью:

$$C = C_0 - bt,$$

где C – концентрация подвижного фосфора или обменного калия в почве на момент времени t ; C_0 – начальная концентрация элемента в почве; b – скорость уменьшения концентрации элемента в почве, мг/кг в сутки. Параметры модели представлены в таблице 4.8.

Таблица 4.8. Параметры линейной зависимости между содержанием подвижного фосфора и обменного калия в почве и временем взаимодействия мелиорантов с почвой

Элемент	r	b
вариант 3		
NPK + известняковая мука		
P ₂ O ₅	-0,92	0,12
K ₂ O	-0,87	0,38
вариант 4		
NPK+компост ТБО (2-кратное внесение)		
P ₂ O ₅	-0,92	0,05
K ₂ O	-0,75	0,21
вариант 5		
NPK + компост ТБО (1-кратное внесение)		
P ₂ O ₅	-0,74	0,06
K ₂ O	-0,72	0,11

Примечание: r – коэффициент корреляции; b – скорость уменьшения концентрации P₂O₅ и K₂O в почве, мг/кг в сутки

В варианте 3 скорости уменьшения концентраций P₂O₅ и K₂O в почве определяли в интервале 94–732 суток после закладки опыта (до повторного внесения удобрений), а в вариантах 4 и 5 – от 94 до 1120 суток. Скорость уменьшения концентраций обменного калия по вариантам была в 2–4 раза выше, чем скорость уменьшения концентраций подвижного фосфора (табл. 4.8), что согласуется с данными В.Ф. Дричко (1999). В вариантах с компостом из ТБО, по сравнению с вариантом 3, скорость уменьшения концентраций P₂O₅ и K₂O в почве была ниже в 2–2,3 в 1,8–3,4 раза соответственно.

Динамика кислоторастворимых соединений цинка, меди и марганца в почве в процессе трансформации компоста из ТБО

Полученные в опыте данные свидетельствуют, что при использовании компоста из ТБО в качестве органического удобрения и мелиоранта наблюдается увеличение концентрации кислоторастворимых соединений цинка в почве (табл. 4.9; рис. 4.3). При повторном внесении компоста (вариант 4) концентрация кислоторастворимого Zn возросла пропорционально внесенной дозе.

Принято считать, что соединения цинка более растворимы в почве, нежели соединения других тяжелых металлов. Константы устойчивости Zn-органических соединений относительно низкие. Для мобилизации цинка особенно действенно кислотное выщелачивание (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989).

Цинк наиболее подвижен и биологически доступен в кислых легких минеральных почвах. На почвах с рН_{Н2О} > 6 большая часть цинка находится в малодоступной для растений форме. (Химия тяжелых металлов..., 1985). Растворимость и доступность Zn в почвах обнаруживает отрицательную корреляцию со степенью насыщенности кальцием и фосфором (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989). Установлено (Norris, 1975), что растениям более доступна фракция Zn, связанная с оксидами Fe и Mn.

Многими авторами отмечена тесная корреляционная связь между содержанием цинка в растениях и его количеством, переходящим в раствор ацетатно-аммонийного буфера с рН 4,8 (Химия тяжелых металлов..., 1985). Однако наши оценки показали, что зависимость концентрации цинка в растениях от концентрации кислоторастворимых соединений элемента в почве наблюдается далеко не всегда. Отсутствовала положительная корреляционная связь между концентрацией цинка в зерне и соломе ячменя и овса и концентрацией его кислоторастворимых соединений в почве.

Таблица 4.9. Динамика концентраций кислоторастворимых соединений тяжелых металлов в почве, мг/кг (экстрагент 1 н. HCl)

Вариант	Срок наблюдения, сутки					
	<u>94</u> 0	<u>388</u> 208	<u>481</u> 301	<u>732</u> 552	<u>836</u> 656	<u>1120</u> 940
Zn						
1. Контроль	3,0	2,3	2,3	3,3	3,0	3,5
3. NPK+ изв. мука	2,8	4,0	2,0	4,3	3,8	4,3
4. NPK+ ТБО*	2,5	6,3	8,0	5,3	12,0	14,8
5. NPK+ ТБО	2,8	6,3	8,8	5,3	7,3	8,3
НСР ₀₅	1,3	1,2	1,7	1,5	2,7	4,0
Cu						
1. Контроль	1,5	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
3. NPK+ изв. мука	1,5	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
4. NPK+ ТБО*	1,5	1,0	1,0	1,0	1,5	2,0
5. NPK+ ТБО	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
НСР ₀₅	0,9	0,1	0,1	0,1	0,4	0,6
Mn						
1. Контроль	152	159	157	151	168	165
3. NPK+ изв. мука	162	165	169	165	181	177
4. NPK+ ТБО*	138	164	162	163	176	173
5. NPK+ ТБО	152	145	166	156	175	165
НСР ₀₅	42	33	34	36	39	41

Примечание: над чертой срок наблюдения с момента закладки опыта (для вариантов 1,3); под чертой – срок наблюдения с момента внесения компоста (для вариантов 4,5); *2-кратное внесение

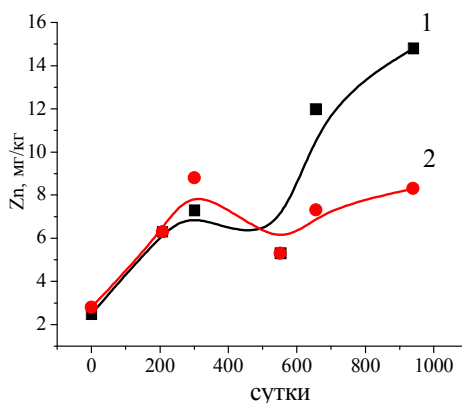


Рис. 4.3. Динамика концентраций кислоторастворимых соединений цинка в почве (1 – вариант 4; 2 – вариант 5)

Достоверное, по отношению к контролю, увеличение концентрации кислоторастворимых соединений меди в почве (табл. 4.9) наблюдали только в варианте 4 через 2–3 года после внесения компоста (суммарная за 2 года доза – 34 т сухого вещества на 1 га).

Медь – относительно малоподвижный элемент в почвах. Катионы меди проявляют большую склонность к химическому взаимодействию с минеральными и органическими компонентами. Ионы меди могут также легко осаждаться такими анионами как сульфид, карбонат и гидроксид (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989).

Концентрации кислоторастворимого марганца в почве по вариантам не имели существенных различий (табл. 4.9). Можно говорить лишь о тенденции увеличения концентрации данного элемента во времени в вариантах с компостом из ТБО (рис. 4.4).

Между концентрациями марганца в зерне и соломе опытных культур и концентрацией его кислоторастворимых соединений в почве на протяжении всего срока наблюдений отсутствовала корреляционная связь.

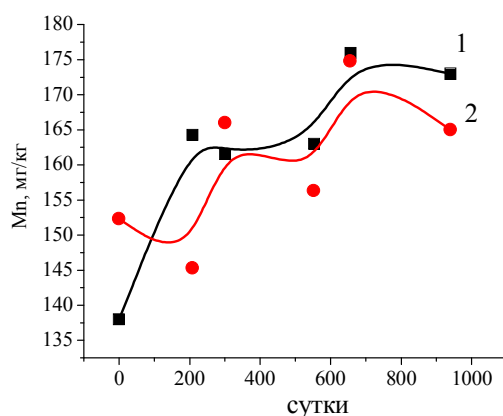


Рис. 4.4. Динамика концентраций кислоторастворимых соединений марганца в почве (1 – вариант 4; 2 – вариант 5)

Известно (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989), что растворимость марганца в почвах зависит от Eh и pH среды. Обычно наибольшее количество доступного для растений Mn характерно для кислых и затопляемых почв. Подвижность марганца увеличивается при подкислении (Авдонин, 1969; Мельникова, Кудея, 1972; Hati et al., 1979; Sanders., 1983). Максимум содержания подвижного марганца в почвенном растворе отмечается при pH от 4 до 5,5, а минимум при pH более 6.

Заключение

Действие компоста из ТБО на урожайность и качество зерновых культур на дерново-подзолистой супесчаной почве было равноценно внесению минеральных удобрений в сочетании с известкованием. Исследования показали, что компост из ТБО обладает более продолжительным нейтрализующим действием на почвенную кислотность, чем известняковая мука. Установлено также, что в вариантах с компостом из ТБО, по сравнению с вариантом 3 (NPK+известь), скорости уменьшения концентраций P_2O_5 и K_2O в почве были ниже в 2–2,3 и 1,8–3,4 раза соответственно.

На протяжении 3-х лет взаимодействия компоста с почвой тяжелые металлы оставались в труднодоступных для растений формах. Из всех присутствующих в компосте тяжелых металлов цинк наиболее биодоступен. Результаты опыта подтверждают полученные нами ранее данные (Витковская, 2006): нормированное применение компоста из ТБО не приводит к загрязнению растений тяжелыми металлами. Однако продолжительное его использование может сопровождаться накоплением ТМ в верхних почвенных горизонтах. Известно (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989), что периоды полуудаления тяжелых металлов из почв в зависимости от почвенно-климатических условий и свойств химических элементов изменяются в широких пределах – от нескольких десятков до сотен лет. По этим причинам, для предотвращения загрязнения почв тяжелыми металлами, при расчетах допустимых доз и продолжительности внесения компоста необходимо использовать значения валового содержания примесных элементов в компосте.

ГЛАВА 5

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ СУБСТРАТОВ НА ОСНОВЕ БИОТЕРМИЧЕСКИ ПЕРЕРАБОТАННЫХ ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ

(микрополевой опыт 2)

Субстраты на основе торфа находят широкое применение для выращивания декоративных растений, рассады в защищенном грунте, рекультивации свалок и в садово-парковом хозяйстве. Использование различных органических отходов, в том числе и твердых бытовых, для производства субстратов и грунтов – один из возможных путей сокращения объемов торфа и почвы, применяемых для вышеназванных целей, а также снижения уровня воздействия отходов на окружающую среду и рационального их использования. Существует такая практика и за рубежом (Ingelmo et al., 1998). Биотермически переработанные ТБО можно рассматривать как альтернативный компонент при производстве субстратов. С целью изучения возможностей использования компостированных ТБО для производства субстратов и грунтов проводили исследования в условиях многолетнего микрополевого опыта.

Объекты и методы исследования

Микрополевой опыт проводили на дерново-подзолистой среднесуглинистой почве в течение 6-ти вегетационных периодов (1997–2001 гг.). Наблюдали рост, развитие и химический состав различных сельскохозяйственных культур при использовании компоста из ТБО в качестве компонента питательных субстратов. Изучали динамику рН субстратов и зависимость содержания азота, углерода, подвижного фосфора, обменного калия и обменного кальция от объемной доли компоста в субстрате. Почву опыта характеризовали следующие показатели: рН_{KCl} – 4,8; Нг – 2,9 м-экв/100 г; N – 0,2%, Са – 1,6%.

Схема опыта включала варианты:

1. контроль (без удобрений);
2. компост из ТБО (25% от объема сосуда);
3. компост из ТБО (50% от объема сосуда);
4. компост из ТБО (75% от объема сосуда).

100%-й объем сосуда для почвы составлял 5,5 кг, для компоста – 2,8 кг. Повторность 3-кратная.

Для приготовления субстратов использовали свежий компост из ТБО, который был произведен на Санкт-Петербургском заводе механизированной переработки бытовых отходов (МПБО-2) методом аэробного биотермического компостирования. Агрохимическая характеристика компоста (при приготовлении смесей): рН 7,6, влажность 43,5%, содержание органического вещества 56,2%, К₂O – 1,5%, Р₂O₅ – 0,48%, С:N 30,5. Содержание тяжелых металлов в компосте и почве представлено в таблице 5.1.

Таблица 5.1. Содержание тяжелых металлов в компосте из ТБО и почве, мг/кг сухого вещества

Элемент	Почва опыта	Компост из ТБО
Mn	1492	503
Fe	19388	17552
Ni	24	206
Cu	45	298
Zn	191	2121
Pb	22	1789

Смеси почвы со свежим компостом из ТБО компостировали в течение 14 суток. В первый год проведения опыта (1997) растения кормовых бобов (*Faba vulgaris Moench*) сорт «Русский черный» выращивали в вегетационных сосудах. В последующий период (1998–2001 гг.) субстраты были помещены в траншею в полиэтиленовых сосудах без дна и исследования продолжили в условиях микрополевого опыта. Выращивали растения пекинской капусты (*Brassica pekinensis*), сорт «Хибинская» (1998 г. – два урожая; 1999 г. – один урожай), растения кормовых бобов сорт «Русский черный» (2000 г.) и растения кукурузы (*Zea mays*) сорт скороспелая «Венгерская местная» (2001 г.). Почвенные образцы отбирали через 56, 412, 444, 735, 841, 1086, 1443, 1832 суток после приготовления смесей.

Анализ почвы, субстратов и растений проводили с использованием методов, принятых в агрохимии и почвоведении (Приложение). В субстратах обменную кислотность (pH_{KCl}) определяли потенциометрическим методом в вариантах 1 и 2 при соотношении субстрат : раствор 1:2,5, в варианте 3 – при соотношении 1:25 (Практикум..., 1986).

Рост и развитие растений при использовании компоста из ТБО в качестве компонента питательных субстратов

Опыт показал, что свежий компост из ТБО замедляет прорастание семян растений. В вариантах 3 и 4 прорастание семян кормовых бобов (1997 г.) задерживалось на 4–5 суток по сравнению с другими вариантами. Угнетающее действие свежего компоста наиболее заметно проявлялось в течение первых 25-ти суток. Фитотоксичность свежего компоста подтверждают результаты наших исследований, представленные в главе 3. Результаты наблюдений в опыте позволяют предположить, что при выращивании растений на субстратах, в которых доля компоста составляет 50% и более, на начальном этапе развития растений скорость роста корневой системы преобладает над скоростью роста надземной части. Одной из причин подобного явления может быть конкуренция микроорганизмов и корня за элементы питания. На момент уборки (40 суток после закладки опыта) между вариантами не наблюдали достоверных различий по урожаю сухой массы кормовых бобов. Можно говорить лишь о тенденции увеличения массы растений в варианте 2 (табл. 5.2).

Таблица 5.2. Влияние субстратов на основе компоста из ТБО на урожай воздушно-сухой массы сельскохозяйственных культур, г/сосуд

Вариант	Кормовые бобы, 1997 г.	Пекинская капуста			Кормовые бобы, 2000 г.	Кукуруза, 2001 г.
		1998 г. 1-й урожай	1998 г. 2-й урожай	1999 г.		
1. Контроль	15±2	30±15	11±2	7±2	5±0,6	0,7±0,1
2. Компост (25%)	16±1	82±18	23±2	5±1	6±0,1	1,2±0,2
3. Компост (50%)	12±1	79±10	17±5	12±2	5±0,8	1,5±0,3
4. Компост (75%)	15±1	96±25	12±5	13±2	5±0,8	1,0±0,2

На второй год взаимодействия компоста с почвой урожайность растений пекинской капусты (1998 года, 1-й урожай) в опытных вариантах была достоверно выше, чем в контроле – в 3,2–2,7 раза, но практически не зависела от соотношения почва:компост.

Второй урожай пекинской капусты (1998 г.) имел статистически значимые различия с контролем только при соотношении почва:компост 3:1 (вариант 2). Дальнейшее увеличение доли компоста в смеси повлекло за собой снижение массы растений (по отношению к варианту 2).

Через 3 года после приготовления субстратов (1999 г.) увеличение урожайности пекинской капусты по отношению к контролю наблюдали при соотношениях почва:компост 1:1 и 1:3 (варианты 3, 4) – в 1,6 и 1,8 раза соответственно (табл. 5.2).

Урожайность зеленой массы кормовых бобов (2000 г.) по вариантам не имела достоверных различий. Рост и развитие растений не зависели также и от объемной доли компоста в субстрате.

На 5-й год взаимодействия компоста с почвой (2001 г.) урожайность сухой массы растений кукурузы в вариантах 2–4 была достоверно выше, чем в контроле – в 1,7, 2,1 и 1,4 раза соответственно.

Влияние субстратов на основе компоста из ТБО на накопление тяжелых металлов растениями

Распределение ТМ в системе почвенно-компостные субстраты – растения зависит от продолжительности контакта компоста с почвой, видовых особенностей растений и свойств химических элементов. Установлено, что в процессе минерализации органического вещества компоста тяжелые металлы в течение длительного времени (не менее 5 лет) остаются в труднодоступных для растений формах. На протяжении всего срока наблюдений концентрации ТМ в надземной части растений не превышали допустимых уровней (табл. 5.3 и 5.4).

Концентрации Zn, Cd и Pb в зеленой массе кормовых бобов (1997 г.) во всех вариантах опыта были существенно ниже, чем ПДК в растительном корме (табл. 5.3). Концентрации Cd и Ni оставались на уровне концентраций в контрольном варианте опыта. Наблюдали некоторое увеличение поступления Zn, Cu и Pb в растения (концентрации Zn в опытных вариантах превышали концентрацию в контроле в 1,4–1,8 раза). Следует отметить, что концентрация цинка в компосте была в 60 раз выше, чем в почве опыта. Корреляционная зависимость

между концентрациями этих химических элементов в надземной массе растений и объемной долей компоста в субстратах отсутствовала.

Концентрации тяжелых металлов в корнях кормовых бобов были значительно выше, чем в надземной массе (табл. 5.3), что закономерно, так как ТМ аккумулируются преимущественно в корневой системе растений.

Таблица 5.3. Концентрация тяжелых металлов в растениях кормовых бобов, мг/кг воздушно-сухой массы (1997 г.)

Вариант	Элемент				
	Cu	Zn	Pb	Cd	Ni
Надземная часть					
1. Контроль	7,8	74	3,5	0,07	6,7
2. Компост (25%)	10,2	109	4,4	0,06	6,0
3. Компост (50%)	9,5	132	8,7	0,07	7,0
4. Компост (75%)	8,5	107	4,9	0,08	5,7
Корни					
1. Контроль	12	237	44	1,05	14
Компост (25%)	23	257	65	1,82	32
3. Компост (50%)	29	363	102	2,13	17
4. Компост (75%)	36	413	136	2,97	26
ПДК в растительном корме, мг/кг сухой массы (Ильин, 1991)	–	300	10	3	–
Нормальное содержание ТМ в растениях, мг/кг сухого вещества (Ильин, 1991)	3–40	25–250	0,1–14	0,05–0,5	0,1–8

Таблица 5.4. Концентрации ТМ в растениях мг/кг сухого вещества и коэффициенты (К), показывающие какая доля ТМ поступила в растения из компоста, %

Вариант	Zn		Cu		Pb		Ni		Mn		Fe	
	мг/кг	К	мг/кг	К	мг/кг	К	мг/кг	К	мг/кг	К	мг/кг	К
Пекинская капуста, 1998 г. 1-й урожай												
1	86	–	4,9	–	не опр.	–	4,3	–	–	–	1144	–
2	79	–	–	–	не опр.	–	19,0	77	11,9	100	1166	2
3	97	12	0,2	–	не опр.	–	10,6	59	–	–	1089	–
4	145	41	2,1	–	не опр.	–	10,9	61	20,9	100	1462	22
Пекинская капуста, 1998 г. 2-й урожай												
1	90	–	3,4	–	не опр.	–	2,1	–	–	–	400	–
2	96	6	–	–	не опр.	–	–	–	12,3	100	410	2,5
3	122	26	1,6	–	не опр.	–	0,2	–	–	–	382	–
4	209	57	1,6	–	не опр.	–	–	–	0,1	100	692	42
Пекинская капуста, 1999 г.												
1	251±33	–	7±1	–	не опр.	–	9±1	–	17±2	–	389±200	–
2	178±1	–	5±0	–	не опр.	–	6±0	–	25±0,1	32	1011±11	62
3	268±57	–	5±2	–	не опр.	–	6±4	–	17±9	–	334±191	–
4	297±90	–	6±1	–	не опр.	–	5±2	–	28±10	39	961±864	–
Кормовые бобы, 2000 г.												
1	167±95	–	20±1	–	4,2±1,4	–	не опр.	–	61±3	–	1167±364	–
2	142±38	–	22±2	–	6,7±1,4	37	не опр.	–	47±8	–	1308±454	–
3	317±38	47	22±2	–	3,8±1,2	–	не опр.	–	41±1	–	1058±354	–
4	192±38	–	29±5	32	6,7±1,4	37	не опр.	–	48±2	–	1542±351	24

Вариант	Zn		Cu		Pb		Ni		Mn		Fe	
	мг/кг	К	мг/кг	К	мг/кг	К	мг/кг	К	мг/кг	К	мг/кг	К
Кукуруза, 2001 г.												
1	57±20	–	7±2	–	4±1	–	не опр.	–	41±11	–	207±47	–
2	64±19	–	5±1	–	4±1	–	не опр.	–	25±7	–	217±88	–
3	78±16	27	5±0	–	3±0	–	не опр.	–	20±1	–	160±28	–
4	80±17	29	7±1	–	3±1	–	не опр.	–	25±5	–	228±28	–

Примечание: Варианты опыта: 1 – контроль; 2 – компост из ТБО (25%); 3 – компост из ТБО (50%); 4 – компост из ТБО (75%)

Способность корневой системы задерживать избыточные количества ионов обусловлена совокупным действием морфологических структур и химических реакций неспецифической природы, к которым относятся поясок Каспари, обменная емкость корней, многочисленные органические соединения, образующие с тяжелыми металлами малоподвижные комплексы. Эти факторы соответственно способствуют или механической задержке тяжелых металлов, или их адсорбции на стенках клеток, или уменьшению их подвижности или изоляции (Ильин, 1991).

Концентрации Zn, Cu, Pb и Cd в корнях кормовых бобов линейно возрастали с увеличением доли компоста в субстрате ($r = 0,97-0,99$).

Дальнейшее изменение уровня биодоступности ТМ в процессе трансформации органического вещества удобно оценивать с помощью коэффициента (К), показывающего, какая доля ТМ (%), поступила в растения из компоста:

$$K(\%) = (C - C_k)100/C,$$

где С и C_k – концентрации элемента в растениях опытного и контрольного вариантов соответственно, (мг/кг).

В течение последующих 4-х лет наблюдения медь в компосте оставалась в недоступной для растений форме: концентрация элемента в растениях опытных вариантов была ниже, чем в контроле (табл. 5.4).

Прослеживалась четкая тенденция снижения потока Zn, Ni, Mn и Fe в системе компост – растения во времени. Наиболее высокие значения К (Zn, Ni, Mn) получены на 2-й год взаимодействия компоста с почвой (1998 г.); К (Fe) – на 3-й год (1999 г.). В последующие периоды наблюдений концентрации Ni, Mn и Fe в растениях опытных вариантов были на уровне и ниже их концентраций в контроле (табл. 5.4).

На 2-й год взаимодействия компоста с почвой значение коэффициента К (Zn) линейно возрастало с увеличением объемной доли компоста в субстрате (пекинская капуста (1998 г. 1-й урожай) – $r = 0,97$; (1998 г. 2-й урожай) – $r = 0,99$). Значения К для Cu, Ni, Mn, Pb и Fe на протяжении всего срока наблюдений не зависели от этого показателя.

Таким образом, концентрации ТМ в растениях, выращенных на субстратах, приготовленных из биотермически переработанных ТБО, соответствуют санитарным нормам. Повышенные концентрации ТМ могут наблюдаться в корневой системе растений. В процессе минерализации органического вещества компоста биодоступность Zn, Cu, Pb, Ni, Mn и Fe снижается. Из всех протестированных ТМ цинк – наиболее биодоступен.

Динамика кислотности субстратов

В дерново-подзолистой среднесуглинистой почве, использованной для приготовления субстратов, pH_{KCl} был равен 4,8, в свежем компосте из ТБО – 7,4. Изменение реакции субстратов наблюдали в течение 6-ти вегетационных периодов. Установлено, что компост из ТБО оказывает длительное нейтрализующее действие на почвенную кислотность.

При соотношении почва компост 3:1 (вариант 2) через 2 месяца после закладки опыта pH субстратов был близок к нейтральному и практически не изменялся на протяжении всего срока наблюдений (рис. 5.1). Устойчивость к изменению щелочно-кислотного состояния свидетельствует о высокой буферной способности субстрата.

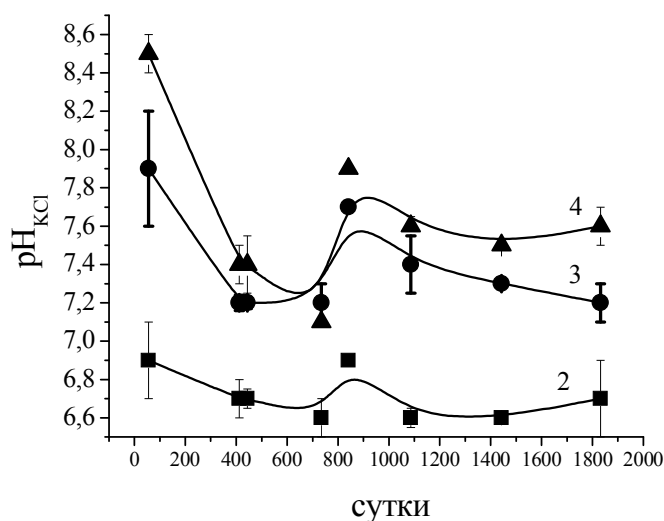


Рис. 5.1. Динамика кислотности субстратов.

Варианты опыта: 2 – компост ТБО (25%); 3 – компост ТБО (50%); 4 – компост ТБО (75%)

При увеличении доли компоста в смеси pH линейно возрастал ($r = 0,99$). Через 56 суток взаимодействия компоста с почвой pH в вариантах 3 и 4 составил 7,9 и 8,5 соответственно. К 412-ым суткам наблюдали снижение щелочности субстратов. Вероятно, щелочная реакция в субстратах являлась одной из причин угнетения роста и развития растений кормовых бобов в течение первого вегетационного периода (1997 г.) в вариантах 3 и 4.

Большинство культурных растений и почвенных микроорганизмов лучше развиваются при слабокислой или нейтральной реакции среды (Агрохимия, 1989). Оптимальные кислотно-щелочные условия в субстратах (pH 6,6–6,9) наблюдали при соотношении почва : компост 3:1 (вариант 2).

Содержание азота, углерода, подвижного фосфора и обменных соединений калия и кальция в субстратах

Субстраты на основе компоста из ТБО характеризовались благоприятным для развития растений отношением $C:N$. Как видно из таблицы 5.5, через год после закладки опыта $C:N$ в субстратах лишь незначительно отличалось от этого показателя в контрольном варианте опыта. Содержание углерода и азота ли-

нейно возрастало с увеличением объемной доли компоста ($r = 0,99$).

Таблица 5.5. Содержание азота и углерода в субстратах, % (412-е сутки)

Вариант	N	C	C:N
1. Контроль	0,2±0,1	3,0±0,2	12
2. Компост (25%)	0,3±0,1	4,6±0,2	14
3. Компост (50%)	0,4±0,1	5,4±0,3	13
4. Компост (75%)	0,5±0,1	6,7±0,6	14

Результаты опыта показали, что даже через 4–6 лет субстраты характеризовались высокими содержаниями обменного кальция, подвижного фосфора и обменного калия. Концентрации их линейно возрастали с увеличением объемной доли компоста в субстрате: коэффициенты корреляции были близки к единице (табл. 5.6).

Таблица 5.6. Концентрации обменного кальция, подвижного фосфора и обменного калия в субстратах

Вариант	Сутки		
	1086	1443	1832
Ca²⁺, м-экв/кг			
1. Контроль	43±3 85±4	50±4	52±3
2. Компост ТБО (25%)	149±8	88±3	88±5
3. Компост ТБО (50%)	180±10	101±4	105±2
4. Компост ТБО (75%)		117±7	114±3
r	0,99	0,97	0,96
P₂O₅, мг/кг			
1. Контроль	84±3	116±9	92±13
2. Компост ТБО (25%)	302±46	298±49	268±27
3. Компост ТБО (50%)	521±69	446±64	474±24
4. Компост ТБО (75%)	723±23	543±51	612±46
r	0,99	0,99	0,99
K₂O, мг/кг			
1. Контроль	50±4	46±4	51±2
2. Компост ТБО (25%)	108±2	97±13	103±4
3. Компост ТБО (50%)	155±5	120±4	103±24
4. Компост ТБО (75%)	218±31	154±26	105±19
r	0,99	0,99	–

* r – коэффициент корреляции между концентрацией элемента и объемной долей компоста

В варианте 2 концентрации Ca, P₂O₅ и K₂O на протяжении последних трех лет наблюдений были постоянны. С увеличением доли компоста в субстратах (варианты 3 и 4) четко прослеживалась тенденция снижения концентраций указанных элементов со временем (табл. 5.6). Скорости уменьшения концентраций Ca, P₂O₅ и K₂O в вариантах 3 и 4 оценивали по линейной модели:

$$C(t) = C_0 + b \cdot t,$$

где $C(t)$ – концентрация Ca^{2+} , P_2O_5 или K_2O в субстрате на момент времени t ; C_0 – начальная концентрация элемента в субстрате; b – скорость уменьшения концентрации элемента. Параметры модели представлены в табл. 5.7.

При увеличении объемной доли компоста в субстратах возрастали скорости уменьшения концентраций обменного кальция, подвижных соединений фосфора и обменного калия. Концентрация K_2O убывала значительно быстрее, чем концентрации Ca^{2+} и P_2O_5 .

Таблица 5.7. Параметры линейной модели изменения концентраций обменного кальция, подвижного фосфора и обменного калия в субстратах в период от 1086 до 1832 суток

Вариант	r^*	C_0	b^{**}
Ca^{2+} м-экв/сутки 1000 г			
3. Компост ТБО (50%)	-0,6	151±67	0,03±0,04
4. Компост ТБО (75%)	-0,8	227±74	0,06±0,04
P_2O_5 , мг/сутки ·1000 г			
3. Компост ТБО (50%)	-0,5	535±110	0,03±0,06
4. Компост ТБО (75%)	-0,8	917±192	0,19±0,15
K_2O , мг/сутки ·1000 г			
3. Компост ТБО (50%)	-0,99	255±18	0,09±0,01
4. Компост ТБО (75%)	-0,99	373±23	0,15±0,01

* r – коэффициент, показывающий точность оценочной функции;

** b – скорость уменьшения концентрации элемента

Заключение

Почво-компостные субстраты с различным соотношением дерново-подзолистой почвы и компоста из твердых бытовых отходов способны обеспечивать растения элементами питания до 5 лет. Так как свежий компост из ТБО фитотоксичен, то смеси, приготовленные на его основе, должны выдерживаться в течение 2–3 месяцев при положительной температуре.

В субстратах на основе компоста из ТБО тяжелые металлы в течение длительного времени (не менее 5 лет) остаются в труднодоступных для растений формах. Концентрации ТМ в растениях, выращенных на субстратах, соответствуют санитарным нормам. Повышенные концентрации ТМ могут наблюдаться в корневой системе растений.

Компост из ТБО обладает длительной нейтрализующей способностью. При увеличении доли компоста в смеси значение рН линейно возрастает. Субстраты характеризуются благоприятным для развития растений отношением С:N. Содержания биофильных элементов в субстратах линейно возрастают с увеличением объемной доли компоста. Оптимальными для роста и развития растений агрохимическими свойствами характеризуются субстраты, приготовленные при соотношении почва: компост 3:1. Дальнейшее увеличение объемной доли компоста в субстратах приводит к увеличению их щелочности. В зависимости от назначения субстрата доля компоста в смеси должна составлять от 25 до 50%.

ГЛАВА 6

ДИНАМИКА ПОДВИЖНЫХ СОЕДИНЕНИЙ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ В ПРОЦЕССЕ ТРАНСФОРМАЦИИ БИОТЕРМИЧЕСКИ ПЕРЕРАБОТАННЫХ ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ

(модельный опыт 1)

Для прогнозирования изменения состояния агроэкосистем при включении переработанных отходов в биологический круговорот необходимо получение кинетических характеристик трансформации органического вещества отходов. Особенно важной эта задача является в тех случаях, когда планируются внесение в почву веществ, характеризующихся повышенным содержанием тяжелых металлов.

При планировании экспериментов мы предполагали, что при трансформации вносимого в почву компоста из ТБО, переход тяжелых металлов в почвенный раствор будет удовлетворять следующим условиям:

- 1) зависеть от скорости минерализация органического вещества компоста;
- 2) сопровождаться возрастанием коэффициентов накопления тяжелых металлов растениями во времени.

Однако полученные нами результаты (Витковская, 2000; Витковская, Дричко, 2002; Витковская, 2006) свидетельствуют, что даже при повышенных дозах внесения компоста из ТБО (более 100 т/га сухого вещества) концентрации ТМ в растениях не превышали нормальных фоновых концентраций.

Для выявления причин низкого уровня биодоступности ТМ, содержащихся в компосте из ТБО, и установления скорости минерализации компоста в оптимальных для разложения органического вещества условиях был заложен модельный эксперимент. Условия эксперимента предусматривали, что процесс трансформации органического вещества компоста будет протекать значительно интенсивнее, чем в естественных условиях (Витковская, 2005).

Объекты и методы исследования

Модельный лабораторный опыт был заложен в фарфоровых стаканах объемом 1 л в 3-кратной повторности. Для закладки опыта использован кварцевый песок, просеянный через сито диаметром 1 мм, и свежий компост из твердых бытовых отходов.

Схема опыта:

1. компост;
2. кварцевый песок + компост (1:1);
3. кварцевый песок + компост (3:1).

Соотношение песок : компост определяли по объему. Плотность песка составляла 1,72 г/см³, компоста – 0,57 г/см³. Кварцевый песок характеризовали следующие показатели: рН_{Н2О} 7,5; N-N₀₃, – 1,2 мг/кг; N-NH₄, – 37 мг/кг; Ca²⁺ – 2,5 м-экв/кг. Массовая доля сухого вещества компоста на момент закладки опыта в вариантах 1–3 составляла 100, 13,4 и 4,9% соответственно. Агрохимическая характеристика субстратов представлена в таблице 6.1.

Таблица. 6.1. Агрохимическая характеристика субстратов
(на момент закладки опыта)

Показатель	Варианты опыта		
	компост	песок + компост (1:1)	песок + компост (3:1)
органическое вещество, %	74,6	11,5	4,4
pH _{H2O}	6,78	7,28	7,41
Ca ²⁺ , м-экв/кг	688	107	41,4
N-NO ₃ , мг/кг	33,9	6,2	3,0
N-NH ₄ , мг/кг	275	73	50

Примечание: содержание органического вещества, подвижного кальция, нитратов и аммония – на сухое вещество.

Наибольшая интенсивность процессов разложения органических веществ наблюдается при некоторых средних значениях температуры (около 30°C) и влажности почвы близкой к 60–80% от полной влагоемкости (Орлов и др., 1996). Субстраты в опыте компостировали в термостате при постоянной температуре 28–30°C и оптимальной влажности в течение 11 месяцев. Полив проводили дистиллированной водой. Сроки отбора образцов: 10, 30, 60, 120, 200 и 300 суток со дня закладки опыта.

Анализ субстратов проводили с использованием методов, принятых в агрохимии и почвоведении (Приложение). Содержание подвижных соединений тяжелых металлов устанавливали в вытяжке ацетатно-аммонийного буфера с pH 4,8 методом атомной абсорбции. Актуальную кислотность определяли в водной вытяжке в вариантах 1 и 2 при соотношении субстрат : раствор 1:25, в варианте 3 – при соотношении 1:2,5.

Динамика содержания органического вещества в субстратах

Как известно (Гришина и др., 1990), трансформация органического вещества включает механическое разрушение, биохимическую трансформацию и химические процессы разложения органических компонентов. Скорость трансформации зависит от состава органического вещества, деятельности живых организмов и условий среды.

В опыте изучали динамику трансформации органического вещества (ОВ) свежего компоста из ТБО, т.е. материала, прошедшего стадию компостирования в биотермическом барабане (от 2 до 3 суток). По данным А.Н Мирного (1995), эта стадия характеризуется ускоренным размножением мезофильных микроорганизмов с температурным оптимумом развития 20...35°C, разлагающих углеводы, органические кислоты и белки. При этом компостируемый материал нагревается до 50 °С. Дальнейший процесс разложения органического вещества компоста протекал в описанных выше условиях.

Опыт показал, что наиболее интенсивно минерализация органической компоненты компоста происходила в течение первых 10 суток: относительное содержание ОВ уменьшилось в вариантах 1–3 на 45, 64 и 47% соответственно

(рис. 6.1). Следовательно, легкоразлагаемая органическая фракция свежего компоста составляет не менее 45% (углеводы, органические кислоты, белки).

Изменение содержания ОВ во времени во всех вариантах опыта хорошо описывается экспоненциальной зависимостью вида:

$$A(t) = A_0 + A_1 \cdot \exp(-t/\tau),$$

где A_0 и A_1 – независимая и зависимая от времени доли органического вещества в субстрате, %; τ – среднее время пребывания вещества в органической форме, сутки. Параметры модели представлены в таблице 6.2.

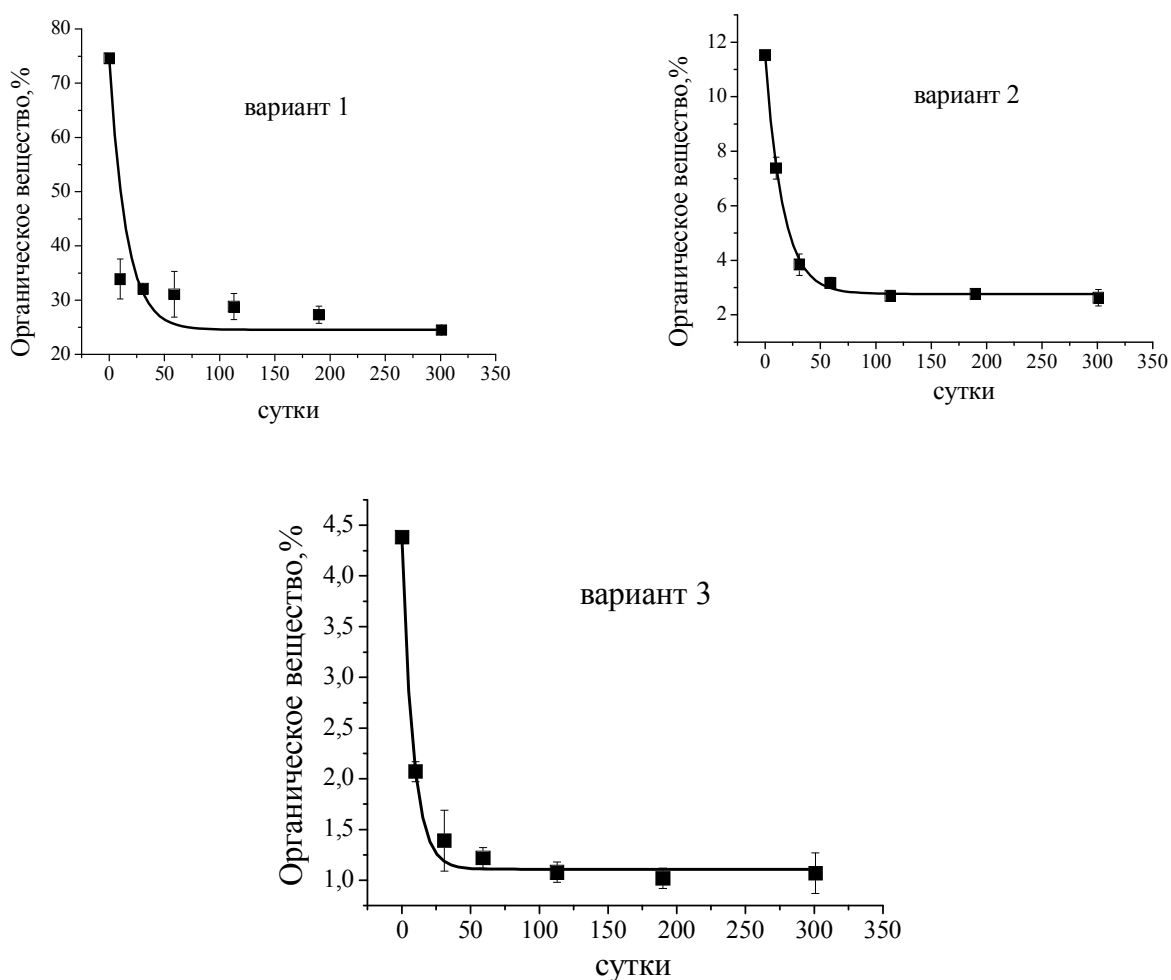


Рис. 6.1. Изменение содержания органического вещества во времени.

Варианты опыта: 1 – компост; 2 – кварцевый песок + компост (1:1);

3 – кварцевый песок + компост (3:1)

В течение года разложению подверглось 67–75% органического вещества компоста. Доля от исходного содержания ОВ трудноразлагаемой органической фракции в варианте 2 была в 1,3 раза меньше, чем в варианте 1. Дальнейшее увеличение массовой доли песка в смеси (вариант 3) не оказало влияния на этот показатель.

Влияние минеральной компоненты на скорость трансформации ОВ характеризует период полуразложения ОВ (Т): при соотношении песок:компост 3:1 (вариант 3) полуразложение ОВ происходило в 1,8–2 раза быстрее, чем в других вариантах опыта (табл. 6.2).

Таблица 6.2. Параметры модели изменения содержания органического вещества в субстратах

Вариант	r^2	$A_0, \%$	$A_1, \%$	τ , сутки	T , сутки
1	0,99	24,9±0,4 (33)	49,6±0,6 (67)	14,9±1,0	10,4±0,7
2	0,98	2,8± 0,1 (25)	8,5±1,0 (75)	16,4±2,9	11,4±2,0
3	0,92	1,1±0,1 (25)	3,2±0,4 (75)	8,4±1,4	5,8±1,0

Примечание: r^2 – коэффициент, показывающий точность оценочной функции; A_0 и A_1 – независимая и зависимая от времени доля органического вещества в субстрате, %, τ – среднее время пребывания вещества в органической форме, сутки; T – период уменьшения содержания органического вещества вдвое. Среднее время минерализации связано с периодом (T) соотношением: $\tau = T/0,693$; в скобках указаны доли (%) компонентов от суммы $A_0 + A_1$

Трудноразлагаемая компонента компоста (25–33%), по-видимому, представлена в основном липидами и фенольными соединениями, прежде всего лигнином. Лигнин – один из наиболее устойчивых к разложению компонентов растительных тканей, но он хорошо гумифицируется, вследствие чего его считают основным гумусообразователем (Тюрин, 1965; Александрова, 1980; Орлов, 1990; Гришина и др., 1990; Комаров, 2004).

Таким образом, изменение соотношения минеральной и органической частей в субстрате влияет на скорость трансформации органического вещества. Вероятно, это связано с изменением водно-воздушного режима и, как следствие, с интенсивностью развития микрофлоры.

Динамика содержания обменного кальция в субстратах

В процессе минерализации компоста наблюдали сначала уменьшение, а затем возрастание концентрации обменного кальция в субстратах (рис. 6.2). В течение первых 10-ти суток концентрация кальция в вариантах 1–3 уменьшилась по сравнению с исходной на 60, 36 и 62% соответственно, что практически совпадает с относительным уменьшением органического вещества за этот же период.

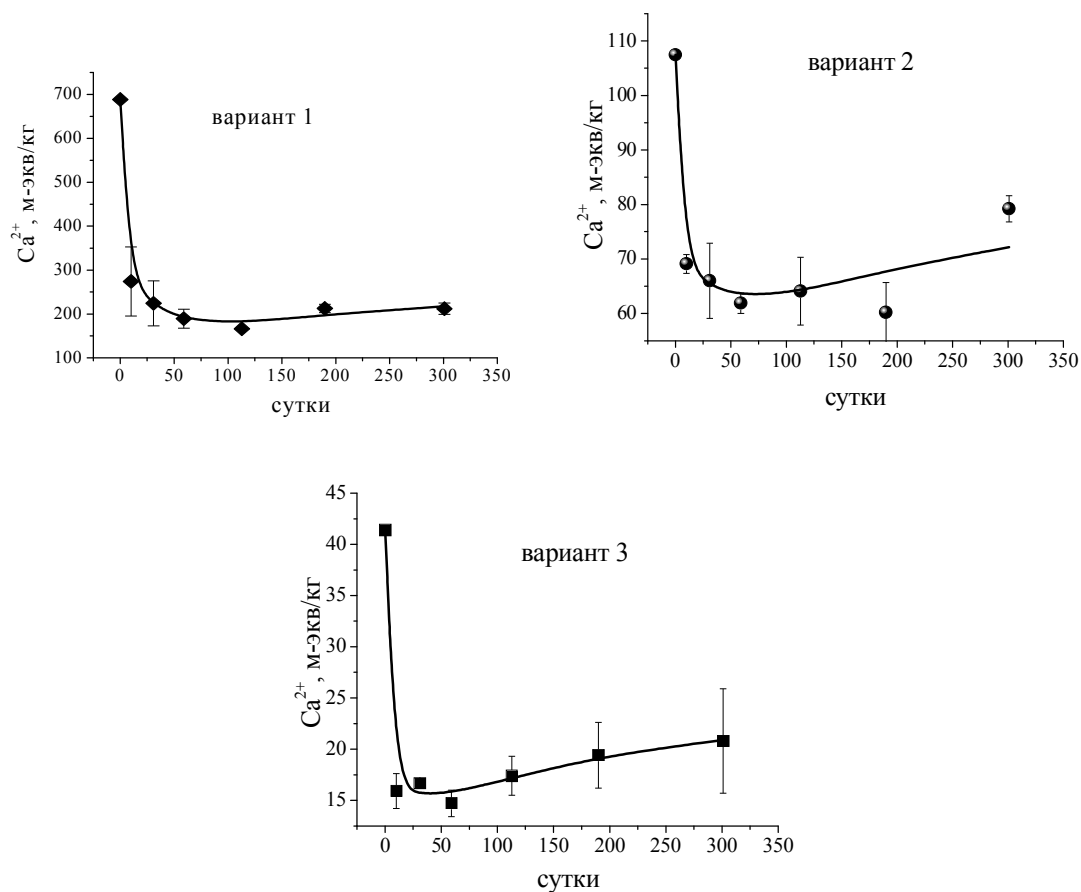


Рис. 6.2. Изменение концентрации обменного кальция в субстратах во времени. Варианты опыта: 1 – компост; 2 – кварцевый песок + компост (1:1); 3 – кварцевый песок + компост (3:1)

Полученный результат позволяет предположить, что около 60% кальция в компосте связано с легкогидролизуемой частью органического вещества и при минерализации компоста частично переходит в труднорастворимые соединения. Как видно из рисунка 6.2, через 100–200 суток наметилась тенденция увеличения концентрации обменного кальция.

Динамика pH субстратов

Изменения pH_{H_2O} субстратов во времени зависело от соотношения кварцевый песок : компост. Так, в варианте 1 реакция субстратов изменялась от нейтральной до щелочной, в вариантах 2 и 3 – от слабощелочной до щелочной (табл. 6.3).

Таблица 6.3. Изменение pH_{H_2O} субстратов

Вариант	Сутки						
	0	10	31	59	113	190	301
1	6,78	7,84±0,03	7,86±0,05	8,30±0,01	8,20±0,14	8,07±0,10	8,01±0,04
2	7,28	7,57±0,09	7,47±0,11	7,77±0,06	7,63±0,06	7,83±0,08	7,87±0,06
3	7,41	7,82±0,04	7,79±0,06	7,92±0,04	7,72±0,10	7,53±0,04	7,50±0,05

Примечание: Варианты опыта: 1 – компост; 2 – кварцевый песок + компост (1:1); 3 – кварцевый песок + компост (3:1)

Для большей наглядности изменений реакции субстратов величины рН были пересчитаны на активность H^+ (рис. 6.3). Уменьшение активности H^+ в вариантах 1 и 2 на протяжении всего срока наблюдения и в варианте 3 в период 0–59 суток по форме аналогично уменьшению содержания органического вещества и также аппроксимируется уравнением вида:

$$H(t) = H_0 + H_1 \cdot e^{-t/t_1},$$

где $H(t)$ – активность ионов водорода на момент времени t ; H_0 и H_1 – не зависящая и зависящая от времени активности H^+ в субстрате; t_1 – среднее время пребывания H^+ в растворе, сутки. $T = 0,693 \cdot t_1$ – период полууменьшения активности H^+ , сутки. Параметры модели представлены в таблице 6.4.

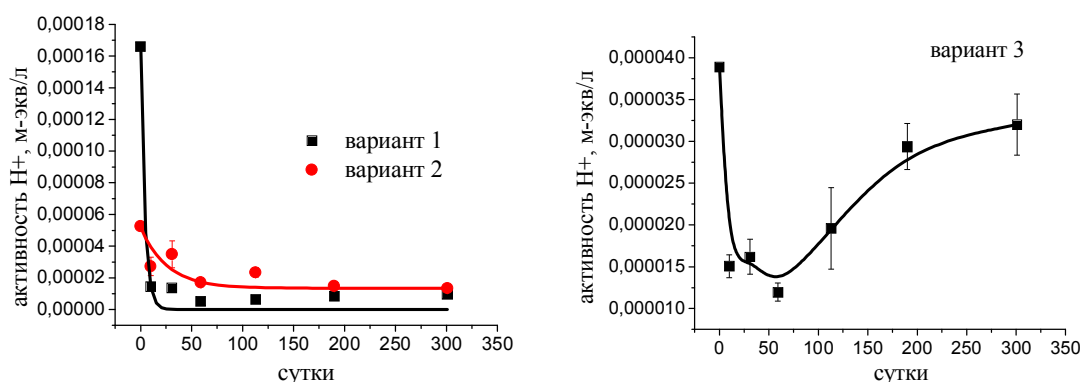


Рис. 6.3. Изменение активности H^+ во времени.

Варианты опыта: 1 – компост; 2 – кварцевый песок + компост (1:1);
3 – кварцевый песок + компост (3:1).

Таблица 6.4. Параметры модели изменения активности H^+

Вариант	r^2	H_0 , м-экв/л	H_1 , м-экв/л	τ , сутки	T , сутки
1. Компост	0,98	–	$1,7 \cdot 10^{-4} \pm 9,2 \cdot 10^{-6}$	4 ± 1	$2,8 \pm 0,7$
2. Песок + компост (1:1)	0,95	$1 \cdot 10^{-5}$	$4 \cdot 10^{-5} \pm 1,7 \cdot 10^{-6}$	26 ± 6	18 ± 4
3. Песок + компост (3:1)*	0,99	$1 \cdot 10^{-5}$	$3 \cdot 10^{-5} \pm 1,1 \cdot 10^{-6}$	5 ± 1	$3 \pm 0,6$

Примечание: период от 0 до 59 суток

При соотношении песок : компост 3:1 (3-й вариант) в период от 59 до 301 суток активность H^+ экспоненциально возрастала с периодом полуувеличения 76 ± 34 суток ($r^2 = 0,98$).

Из данных таблицы 6.4 следует, что наибольшая устойчивость к изменению кислотно-щелочных свойств субстратов наблюдалась при соотношении песок : компост 1:1 (период T в 6 раз больше, чем в вар. 1 и 3). Полученные значения периодов полууменьшения активности H^+ (T) по порядку величин сравнимы с периодами полууменьшения содержания органического вещества (табл. 6.2).

Коэффициенты корреляции по линейной модели между содержанием органического вещества и активностью H^+ в вариантах 1–3 составили 0,98, 0,86 и 0,52 соответственно.

Динамика содержания нитратного и аммонийного азота в субстратах

В ходе компостирования наблюдали два разнонаправленных процесса – увеличение концентрации N-NO₃ и уменьшение концентрации N-NH₄ в субстратах (табл. 6.5). Однако эти процессы носили сложный волнообразный характер (рис. 6.4), и тесная корреляционная связь между концентрациями нитратного и аммонийного азота отсутствовала.

Таблица 6.5. Динамика содержания нитратного и аммонийного азота в субстратах, мг/кг сухого вещества

Вариант	Сутки						
	0	10	31	59	113	190	301
N-NO ₃							
1	33,9	23±0,1	29±6	77±29	44±0,7	104±48	200±19
2	6,2	5,7±0,9	4,8±0,9	7,4±1,2	19±4	80±8	110±28
3	3,0	1,9±0,4	1,6±0,3	2,1±0,1	58±19	59±5	111±19
N-NH ₄							
1	275	230±8	180±7	280±0,1	125±0,1	135±28	120±28
2	73	72±18	51±12	54±16	53±7	49±7	48±19
3	50	42±8	54±16	57±6	33±4	37±10	39±6

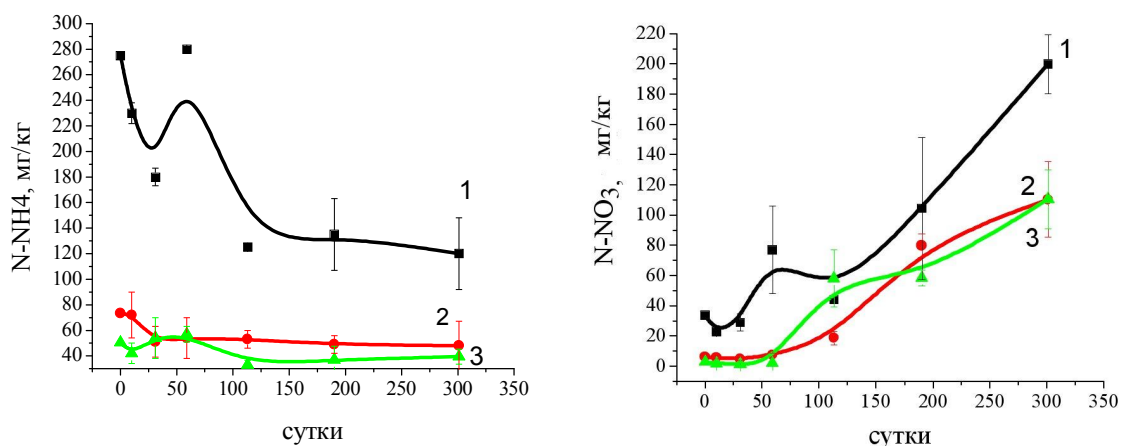


Рис. 6.4. Изменение концентраций аммонийного и нитратного азота во времени. Варианты опыта: 1 – компост; 2 – кварцевый песок + компост (1:1); 3 – кварцевый песок + компост (3:1)

Чтобы приблизительно оценить направление и скорости данных процессов, можно воспользоваться линейной зависимостью:

$$N(t) = N_0 + b \cdot t,$$

где $N(t)$ – концентрация N-NO₃ или N-NH₄ в компосте и субстратах на момент времени t , N_0 – начальная концентрация N-NO₃ или N-NH₄ в компосте и субстратах, b – скорость увеличения (для N-NO₃) или уменьшения (для N-NH₄) концентраций, мг/кг·сут.⁻¹. Параметры модели представлены в таблице 6.6.

Таблица 6.6. Параметры линейной модели, характеризующей изменение концентраций N-NO₃ и N-NH₄ во времени

Вариант	N-NO ₃		N-NH ₄	
	r	b	r	b
1. Компост	0,93	0,53±0,09	-0,76	0,48±0,18
2. Песок + компост 1:1	0,96	0,37±0,05	-0,70	0,07±0,03
3. Песок + компост 3:1	0,96	0,38±0,05	-0,59	0,05±0,03

Примечание: r – коэффициент корреляции, b – скорость увеличения (для N-NO₃) или уменьшения (для N-NH₄) концентраций

Окисление аммония не является единственным источником нитратов при минерализации органического вещества. Гетеротрофные микроорганизмы способны окислять не только аммиак и нитриты, но и органические азотистые соединения (Осипов, Соколов, 2001). Продукты этих гетеротрофных процессов нитрификации могут быть представлены нитратами, нитритами, гидроксиламином и органическими соединениями.

В варианте 1 практически все количество нитратов образовалась вследствие окисления аммиака: за весь период наблюдения концентрация N-NH₄ уменьшилась на 155 мг/кг (56%) и при этом образовалось 166 мг/кг N-NO₃. В вариантах 2 и 3 концентрации N-NH₄ уменьшились на 25 мг/кг (35%) и 11 мг/кг (22%) и образовалось 104 и 108 мг/кг N-NO₃ мг/кг соответственно (табл. 6.5).

Наличие минеральной компоненты в субстрате существенно замедляло процесс нитрификации: скорость уменьшения концентрации N-NH₄ в варианте 1 была в 7–10 раз выше, чем в других вариантах опыта (табл. 6.5).

Уровень содержания аммония в варианте 3 достиг высшей точки к 59-м суткам (рис. 6.4). Возможно, что высокий уровень содержания аммонийного азота является причиной фитотоксического действия свежего компоста из ТБО, которое прекращается через 2 месяца после внесения компоста в почву (Витковская, 2000).

Динамика содержания подвижных соединений тяжелых металлов в субстратах

Процесс трансформации органического вещества компоста сопровождается изменением химических форм тяжелых металлов. Катионы ТМ, высвобождающиеся при минерализации органического вещества, реагируют с ионами почвенного раствора и твердой фазой почвы. Биодоступность тяжелых металлов будет зависеть от pH, содержания органического вещества и ионного состава почвенного раствора.

Опыт показал, что в процессе минерализации компоста из ТБО не происходит увеличения содержания подвижных соединений тяжелых металлов (табл. 6.7). Так, интенсивное разложение органического вещества в течение первых 10 суток компостирования сопровождалось уменьшением концентрации подвижных соединений цинка во всех вариантах на 50–52%. Через 11 месяцев концентрация подвижного цинка была существенно ниже, чем в момент закладки опы-

та. Концентрации подвижных соединений свинца и марганца в течение всего периода наблюдений были на уровне и ниже концентраций на момент закладки опыта.

Процесс минерализации органического вещества сопровождается увеличением зольности субстрата. При компостировании органосодержащих веществ в сосудах отсутствуют потери химических элементов, которые наблюдаются в полевых условиях (вертикальная миграция и вынос растениями). Следовательно, закономерно должны возрастать валовые концентрации зольных элементов. Постоянный уровень концентраций подвижных соединений тяжелых металлов в субстратах в процессе трансформации органического вещества свидетельствует о возрастании коэффициентов распределения между твердой и жидкой фазами, то есть о снижении относительного содержания подвижных соединений химических элементов.

Таблица 6.7. Изменение концентраций подвижных соединений тяжелых металлов в субстратах в процессе минерализации компоста из ТБО, мг/кг сухого вещества

Вариант	сутки						
	0	10	31	59	113	190	301
Zn							
1	960	446±6	491±21	490±37	588±56	551±24	566±14
2	148	71±4	68±1	90±40	87±21	106±47	78±12
3	56	27±3	25±1	24 ± 2	28 ± 4	28 ± 2	32 ± 3
Pb							
1	572	463±81	430±3	493±61	654±42	531± 7	708±328
2	89	82±17	56±3	68±28	81±9	65±8	68 ± 9
3	34	21±4	18±2	18±2	20±2	23±7	22 ± 2
Mn							
1	88	84±34	82±8	90±3	33±21	98±6	84±3
2	14	10±1	9,3±0,6	9,7±0,6	11±2	11±1	11±1
3	6	5±1	4,3±0,6	4,3±0,6	5,0±0,5	4,7±0,6	5,0±0,5

Примечание: варианты опыта: 1 – компост; 2 – кварцевый песок + компост (1:1); 3 – кварцевый песок + компост (3:1)

Трансформация оксидов тяжелых металлов в почве включает растворение в воде, образование малорастворимых соединений с анионами почвенного раствора, комплексообразование с неорганическими и органическими лигандами и адсорбцию (Горбатов, 1988). Логично предположить, что эти процессы определяют и механизмы трансформации соединений тяжелых металлов, поступающих в почву в составе компоста из ТБО.

Заметное влияние на растворимость ТМ оказывают ионы H^+ , OH^- , CO_3^{2-} , HCO_3^- , $H_2PO_4^-$, преобладающие в почвенном растворе. Большинство органических лигандов образуют с ТМ более прочные связи, чем неорганические анионы (Горбатов, 1988). В процессе компостирования ТБО происходит увеличение содержания гуминовых кислот (Chefetz et al., 1996), следовательно, должно

возрастать и количество комплексов металлов с гумусовыми кислотами. Известно, что с повышением рН устойчивость комплексов ТМ с гумусовыми кислотами увеличивается (Stevenson, 1977).

Металлы (Cu, Ni, Zn, Cd, Pb, Fe), которые встречаются в растворимой фазе компостов из ТБО, существуют главным образом в виде органических комплексов (Kaschl et al., 2002 (1); Kaschl et al., 2002 (2)).

В представленном эксперименте в процессе трансформации органического вещества компоста в условиях нейтральной и слабощелочной среды Zn, Pb и Mn переходили в фиксированные формы: не наблюдалось увеличения содержания их подвижных соединений (табл. 6.7). Это явление можно объяснить, основываясь на имеющейся информации о поведении тяжелых металлов в почве.

Известно (Громова, 1973; Исидоров, 1999), что цинк способен образовывать прочные комплексы с органическими лигандами. Предполагается, что органические соединения цинка представляют собой соединения хелатного типа, образование которых определяется условиями среды. При рН от 5 до 6 доля комплексов с гумусовыми кислотами невелика, но она резко возрастает при увеличении рН. В кислой среде взаимодействие цинка с органическим веществом ослаблено, и подвижность его остается высокой. Установлено (Пейве, 1961; Громова, 1973; Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989), что растворимость и доступность цинка обнаруживает отрицательную корреляцию со степенью насыщенности кальцием и с содержанием соединений фосфора.

Свинец, по сравнению с другими тяжелыми металлами, обладает максимальной прочностью связи с почвенным поглощающим комплексом и, как следствие этого, наименьшей миграционной способностью (Обухов, Цаплина, 1990). Данный элемент активно связывается с органическим веществом (Ильин, Степанова, 1982; Ладонин, Пляскина, 2003). Однако есть данные, что в кислых почвах существенная часть Pb^{2+} находится в обменном состоянии, по-видимому, в составе органо-минеральных комплексов (Понизовский, Мироненко, 2001). При высоком рН свинец осаждается в виде гидроксида, фосфата, карбоната; это же условие способствует образованию Pb-органических комплексов (Орлов, 1985; Вильдфлуш и др., 1999).

Многие исследователи указывают на слабую связь марганца с органическим веществом. При гумификации органических остатков этот элемент быстро освобождается и фиксируется в форме диоксида, пополняя запасы минеральных соединений марганца в верхних горизонтах. Предполагается, что основная форма соединений марганца с органическим веществом почв – комплексно-гетерополярные соли и хелаты. При нейтральной реакции гумусовые вещества могут закреплять значительные количества марганца (Маданов, 1953; Шарова, 1957; Степанова, 1976; Мотузова, 1999).

Подвижность марганца увеличивается при подкислении почвы. При рН более 6 содержание Mn^{2+} в растворе минимально (Авдонин, 1969; Мельникова, Куделя, 1972; Hati et al., 1979; Sanders, 1983). Очевидно, что переход тяжелых металлов в системе компост – почва – растения будет зависеть от скорости подкисления почвы.

Заключение

В течение года компостирования минерализации подверглось 67-75% органического вещества компоста из ТБО. Оставшуюся часть органического вещества можно рассматривать как потенциальный источник гумусовых веществ при использовании компоста в качестве органического удобрения. Процесс трансформации органического вещества компоста сопровождается уменьшением концентрации N-NH₄ и увеличением концентрации N-NO₃. Наличие минеральной компоненты в субстрате существенно замедляет скорость нитрификации. В процессе минерализации компоста в условиях нейтральной и слабощелочной среды не происходит увеличения содержания подвижных соединений тяжелых металлов (Zn, Pb, Mn).

ГЛАВА 7

ПЕРЕХОД ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В СИСТЕМЕ КОМПОСТ ИЗ ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ – РАСТВОР В ЗАВИСИМОСТИ ОТ pH ЭКСТРАГЕНТА (модельный опыт 2)

Причины низкого уровня биодоступности тяжелых металлов в системе компост из ТБО – почва – растение

Основной продукт биотермической переработки твердых бытовых отходов – компост загрязнен солями тяжелых металлов. Причина – отсутствие системы селективного сбора отходов и глубокой сортировки. В связи с этим в настоящее время применение компоста для повышения плодородия почв ограничено.

Наши исследования показывают, что при внесении компоста из ТБО в почву большая часть тяжелых металлов длительное время (как минимум 4–5 лет) остается в труднодоступных для растений формах (Витковская, 2000; Витковская, Дричко, 2002).

Выход углерода и освобождение микроэлементов из растительных остатков идут параллельно и осуществляются преимущественно в первую стадию гумификации. В это время в окружающую среду переходит около 50% исходного содержания микроэлементов. (Степанова, 1976).

В результате сдвига равновесия или деградации органической молекулы металл может высвобождаться в ионной форме. Как положительное, так и отрицательное влияние катионов металлов на биологические процессы в почве и общая адаптация экосистемы к тяжелым металлам зависят, прежде всего, от соотношения между различными водорастворимыми, нерастворимыми и коллоидными формами металла и от кинетики реакций, ведущих к перераспределению металлов между этими формами. Распределение металлов между различными состояниями зависит от pH и Eh почвы, содержания органического вещества и ряда микробных взаимодействий (Тейт, 1991).

Органическое вещество может связывать металлы путем адсорбции, ионного обмена и комплексообразования, включая внутренние комплексы – хелаты, не исключено и совместное осаждение гидроксидов металлов и гуминовых кислот (Химия тяжелых металлов..., 1985).

Способность химических элементов образовывать комплексные соединения определяется строением электронной оболочки их атомов, ионными радиусами, валентностью и степенью поляризации. В зависимости от pH среды внутрикомплексные соединения гуминовых кислот со многими металлами приобретают подвижность или образуют прочные нерастворимые в воде соединения (Дроздова, 1963). При этом гуминовые кислоты образуют комплексные соединения с металлами преимущественно в области низких значений pH, тогда как фульвокислоты – в нейтральных и щелочных средах (Попов, 2004).

Растениям наиболее доступны положительно заряженные простые ионы, поступающие в корневую систему путем катионного обмена. Вовлечение в биологический круговорот металлов, находящихся в составе комплексных со-

единений, значительно сложнее и недостаточно изучено. Металлорганические комплексы в большинстве случаев не способны преодолевать клеточные мембраны на контакте почва – корень (Добровольский, 1997; Тяжелые металлы..., 1997).

По мнению некоторых авторов (Попов, Чертов, 1996; Попов, 2004), гуминовые вещества могут поглощаться и усваиваться растениями. Однако низкий уровень биодоступности тяжелых металлов при внесении компоста из ТБО в почву свидетельствует либо об очень незначительных масштабах этого явления, либо об его отсутствии.

Устойчивость металлорганических комплексов, растворимость и подвижность неорганических соединений ТМ в значительной степени зависят от рН среды. По данным Д. С. Орлова (1990), соединения гумусовых кислот с катионами агрегативно неустойчивы и обладают двумя областями растворимости – в кислом и щелочном диапазонах.

Интервалы рН для осаждения водных оксидов химических элементов неодинаковы и зависят от свойств ионных форм каждого элемента. Обычно доля подвижных соединений максимальна при пониженных значениях рН и пониженном окислительно-восстановительном потенциале (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989).

Многие авторы приводят данные, свидетельствующие о значительном положительном эффекте известкования кислых почв с целью инактивации избыточных количеств тяжелых металлов. При известковании почв тяжелые металлы образуют малоподвижные соединения гидроксидов, карбонатов и гидрокарбонатов. При этом снижается доступность растениям железа, меди, цинка, марганца, алюминия, никеля (Файтроджиев, 1981; Jochi et al., 1983; Перцовская и др., 1987; Coredo, Chavarria, 1987; Gorlach, Curyto, 1987; Keul et al., 1987; Simard et al., 1988; Петаш, Дербон, 1988; Черных 1989; Alooway, Jackson, 1991; Komisarec et al., 1991; Шильникова и др., 1994). В почвах с высоким содержанием карбонатов (HCO_3^- , CO_3^{2-}) отсутствует опасность загрязнения грунтовых вод медью, цинком, марганцем, хромом и никелем (Otero et al., 1987).

Обобщая результаты исследований, изложенные в настоящей монографии, и литературные данные, низкий уровень биодоступности тяжелых металлов, присутствующих в компосте из ТБО, можно объяснить следующими причинами:

- 1) Тяжелые металлы в компосте находятся преимущественно в составе органических соединений.
- 2) В процессе трансформации органического вещества компоста тяжелые металлы переходят в раствор в основном в составе растворимых органических комплексов.
- 3) Компост оказывает нейтрализующее действие на почвенную кислотность. При высоких значениях рН катионы тяжелых металлов образуют с анионами почвенного раствора малорастворимые соединения (гидроксиды, карбонаты, фосфаты) и прочные комплексы с органическими лигандами.

4) Металлы, освобожденные в процессе биогеохимических трансформаций органических соединений, фиксируются в ультрамикроскопических новообразованиях гидроксидов железа.

При оценке агроэкологических последствий использования биотермически переработанных ТБО следует также учитывать, что окислительно – восстановительные свойства почв оказывают существенное влияние на мобильность соединений тяжелых металлов, подвижность многих из них возрастает в анаэробной среде (Ковда 1985; Han, Vanin, 2000; Бердяева, 2001; Анцифирова, 2003; Шихова, 2005).

Объекты и методы исследования

Компост из ТБО оказывает длительное нейтрализующее действие на почвенную кислотность. При использовании компоста в качестве мелиоранта процесс подкисления почвы проходит значительно медленнее, чем при внесении традиционных мелиорантов. Вероятно, переход тяжелых металлов в системе компост – почва – растения должен зависеть от скорости подкисления почвы, так же как и в системе: минеральные удобрения – почва – растения.

Зависимость перехода ТМ в системе компост – раствор от рН экстрагента наблюдали в лабораторном эксперименте. Образцы компоста из ТБО (свежего и годичной выдержки) обрабатывали растворами с различной величиной рН (Витковская, Дричко, 2008).

В качестве экстрагентов использовали дистиллированную воду и растворы HCl (0,01; 0,02; 0,05; 0,1; 0,2; 0,5 и 1 н.) со следующими значениями рН: 6,4; 2,1; 1,8; 1,4; 1,2; 0,8; 0,4; 0,1, соответственно. Отношение компостов к раствору составляло 1:25, время взаимодействия – 1 час при взбалтывании на ротаторе (Методические указания..., 1977). В вытяжках определяли концентрации тяжелых металлов (Pb, Zn, Cu, Ni, Co, Fe, Mn, Sb) методом атомной абсорбции и светопропускание колориметрическим методом (длина волны – 440 нм) (Русин, 1990). Агрохимическая характеристика испытуемых компостов представлена в таблице 7.1.

Таблица 7.1. Химический состав компостов

Показатель	Компост из ТБО	
	свежий	годичный
<i>валовое содержание ТМ, мг/кг сухого вещества</i>		
Mn	240	260
Cu	120	340
Zn	1470	1880
Pb	680	620
Fe	4800	5050
<i>агрохимические параметры</i>		
pH _{KCl}	7,9	7,8
CaO, %	6,1	7,6
K ₂ O, %	0,3	7,6
N, %	1,2	1,2
P ₂ O ₅ , %	0,4	0,4
органическое вещество, %	75	26

Зависимость перехода тяжелых металлов в системе компост из ТБО – раствор от рН экстрагента

Переход тяжелых металлов в системе компост из ТБО – раствор зависел от рН экстрагента. В таблице 7.2 представлены содержания фракций Pb, Zn, Cu, Ni, Co, Fe, Mn и Sb в компосте, экстрагируемых растворами с различной кислотностью.

Таблица 7.2. Содержания фракций ТМ в компосте, экстрагируемых растворами с различной кислотностью, мг/кг сухого вещества

Вариант	рН раствора							
	6,4	2,1	1,8	1,4	1,2	0,8	0,4	0,1
Zn								
1	28	45	80	240	1470	1399	1416	1416
2	12	25	38	235	1525	1454	1484	1470
Cu								
1	12,5	7,5	7,5	10	42	68	78	75
2	2,5	2,5	2,5	2,5	25	100	135	148
Mn								
1	10	25	38	82	148	185	185	172
2	5,0	12	28	78	140	165	175	182
Ni								
1	5,0	5,0	5,0	10	15	18	20	18
2	2,5	2,5	2,5	5,0	15	22	25	27
Co								
1	–	–	–	–	–	2,5	2,5	2,5
2	–	–	–	–	2,5	2,5	5,0	5,0
Fe								
1	22	32	35	225	1462	3015	4272	4107
2	10	7,5	7,5	35	1030	2738	4357	5042
Pb								
1	0,4	0,23	0,2	0,5	145	295	502	535
2	0,22	0,24	0,08	0,25	16	318	300	388
Sb								
1	0,23	0,25	0,28	0,35	0,23	0,3	0,33	0,53
2	0,24	0,38	0,43	0,53	0,48	0,65	1,13	1,35

Примечание: варианты: 1 – свежий компост из ТБО; 2 – компост из ТБО годичной выдержки

Принимая максимальное содержание кислоторастворимых соединений металла за 100%, можно рассчитать их экстрагируемую долю для каждого значения рН (табл. 7.3).

Таблица 7.3. Экстрагируемая доля ТМ в зависимости от рН экстрагента, %

Вариант	рН раствора							
	6,4	2,1	1,8	1,4	1,2	0,8	0,4	0,1
Zn								
1	1,2	3,1	5,4	16	100	95	96	96
2	0,8	1,6	2,5	17	100	95	97	96
Cu								
1	16	9,7	9,7	13	55	87	100	97
2	1,7	1,7	1,7	1,7	17	68	92	100
Mn								
1	5,4	14	20	44	79	100	100	93
2	2,7	6,8	15	42	77	90	96	100
Ni								
1	25	25	25	50	75	88	100	88
2	9,3	9,3	9,3	18	56	83	93	100
Co								
1	–	–	–	–	–	100	100	100
2	–	–	–	–	50	50	100	100
Fe								
1	0,5	0,8	5,3	8,2	34	71	100	96
2	0,2	0,15	0,15	0,7	20	54	86	100
Pb								
1	0,07	0,04	0,04	0,09	27	55	94	100
2	0,06	0,06	0,02	0,06	4,1	82	77	100
Sb								
1	43	47	53	66	43	57	62	100
2	18	28	32	39	36	48	84	100

Примечание: варианты: 1 – свежий компост из ТБО; 2 – компост из ТБО годичной выдержки

В условиях нейтральной реакции среды (рН экстрагента 6,4) наиболее интенсивно в раствор из компостов переходили Sb и Ni – до 43 и 25% соответственно. Следовательно, можно говорить о том, что эти элементы могут наиболее интенсивно мигрировать по почвенному профилю. Значительный переход (более 20%) Pb, Zn, Cu, Co и Fe в раствор начинался при рН экстрагента 1,2, а Mn – при рН 1,8.

Переход тяжелых металлов в раствор зависел также от срока выдержки компоста. Экстрагируемая доля Zn и Mn в интервале рН 6,4–1,8, Cu, Ni, Pb и Sb в интервале рН 6,4–1,2, Fe в интервале рН 6,4–0,8 в варианте 2 была существенно ниже, чем в варианте 1 (табл. 7.3). Вероятно, это связано с возрастанием количества комплексов данных металлов с гумусовыми кислотами, которые образовались в процессе трансформации органического вещества компоста. Следовательно, при хранении компоста биодоступность тяжелых металлов будет снижаться.

Установлено (Gel chromatography..., 1995), что гуминоподобные вещества в компосте из ТБО характеризуются присутствием двух главных групп соединений: с молекулярной массой >70000 и с молекулярной массой 8000, а также, что в процессе созревания компоста увеличивается сложность органического вещества.

Зависимость перехода Zn, Cu, Mn, Ni, Pb, Fe и Sb в раствор от pH экстрагента можно описать уравнением сигмоиды:

$$A = \frac{A_1 - A_2}{1 + \exp\left(\frac{pH - pH_0}{\delta pH}\right)} + A_2, \quad (7.1)$$

где: A – количество элемента в компосте, переходящее в раствор при определенном pH экстрагента, мг/кг; A_1 – концентрация элемента в компосте (мг/кг); A_2 – экстрагируемое количество элемента при pH 6,4; pH – величина pH экстрагента; pH_0 – величина pH, при которой концентрация элемента в растворе равна $(A_1 + A_2)/2$; δpH – параметр, характеризующий крутизну кривой изменения концентрации элемента в растворе: чем меньше δpH , тем больше крутизна и резче переход от A_1 к A_2 (рис. 7.1, табл. 7.4).

Наибольшая крутизна кривых (δpH) выявлена для Zn и Co, для других элементов она в 10–40 раз меньше (табл. 7.4). Для Fe, Mn, Zn, Cu, Co и Ni крутизна практически не зависела от срока выдержки компоста, что указывает на стабильность химических форм их существования в компостах разного срока выдержки. В то же время для Sb крутизна кривой выщелачивания элемента из свежего компоста оказалась в 3 раза выше, а для Pb в 3 раза ниже, чем крутизна кривой выщелачивания из компоста годичной выдержки.

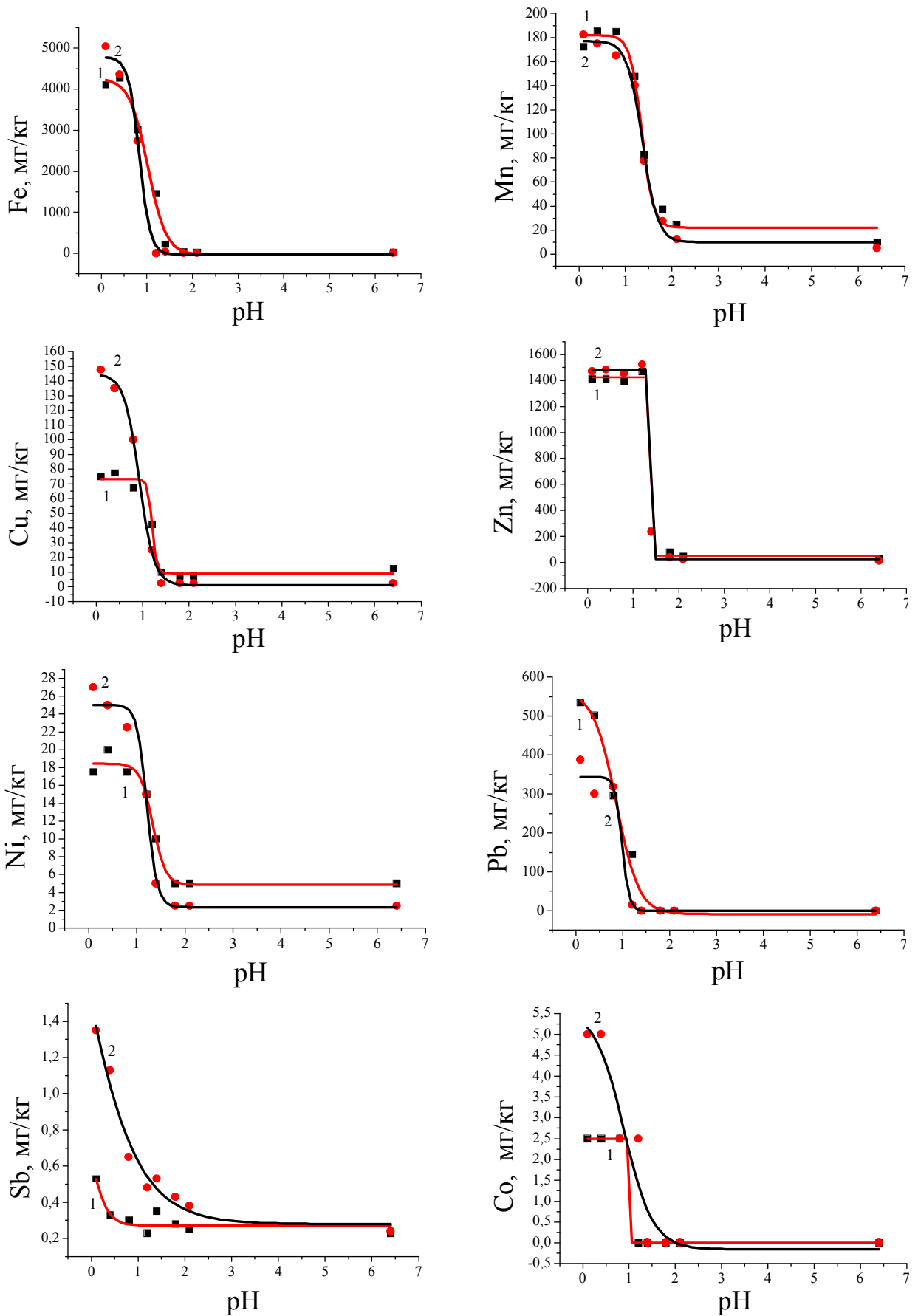


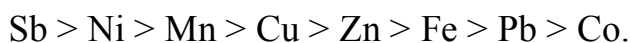
Рис. 7.1. Зависимость перехода тяжелых металлов в раствор от pH экстрагента (1 – свежий компост; 2 – компост годичной выдержки)

Таблица 7.4. Параметры уравнения (7.1)

Параметры	Zn	Cu	Mn	Ni	Pb	Fe	Co	Sb
Свежий компост из ТБО (вариант 1)								
A ₁ , мг/кг	1425	74±5	182±6	18,4±0,4	560±40	4260±200	2,5	1,0±0,2
A ₂ , мг/кг	35	<1	22±6	4,9±0,6	<1	<1	<1	0,27±0,02
pH ₀	1,4	1,22±0,04	1,35±0,03	1,34±0,04	0,85±0,06	1,01±0,05	1,00±0,01	<0,01
δpH	0,005	0,11±0,05	0,12±0,03	0,13±0,04	0,23±0,04	0,20±0,03	0,009±0,002	0,17±0,08
r ²	0,99	0,95	0,99	0,99	0,99	0,99	1	0,84
Компост из ТБО годичный (вариант 2)								
A ₁ , мг/кг	1483	145±3	177±5	25,0±9	344±20	5158±260	5	2,7±0,2
A ₂ , мг/кг	25	<1	10±6	2,4±0,9	<1	<1	<1	0,30±0,06
pH ₀	1.4	0,93±0,02	1,35±0,03	1,22±0,03	0,98±0,08	0,82±0,04	1,20±0,02	<0,01
δpH	0,005	0,16±0,01	0,12±0,03	0,10±0,03	0,07±0,03	0,23±0,03	0,02	0,54±0,08
r ²	0,99	0,99	0,99	0,99	0,98	0,99	0,82	0,97

Величина рН₀ (табл. 7.4), являющаяся точкой перегиба на кривых рисунка 7.1, изменяется в небольших пределах как для элементов, так и относительно срока выдержки компостов.

По экстрагируемости в интервале рН 6,4–1,8 металлы, содержащиеся в компосте, можно расположить в ряд:



Увеличение уровня кислотности экстрагента в интервале рН от 1,2 до 0,1 сопровождалось изменением интенсивности окраски фильтратов от светло-бурой до бурой. Изменение светопропускания фильтратов в зависимости от рН экстрагента представлено в таблице 7.5.

Таблица 7.5. Светопропускание растворов, %

Вариант	рН экстрагента							
	6.4	2.1	1.8	1.4	1.2	0.8	0.4	0.1
1	85	85	85	85	82	71	60	57
2	85	85	85	84	70	59	55	51

Примечание: варианты: 1 – свежий компост из ТБО; 2 – компост из ТБО годичной выдержки

Именно в интервале рН от 1,2 до 0,1 наблюдали самый интенсивный переход Pb, Zn, Cu, Co и Fe в раствор (табл. 7.2). Вероятно, в компосте эти элементы в основном связаны с органическим веществом и переходят в раствор в составе комплексных соединений. Это предположение подтверждается наличием тесной корреляции между светопропусканием фильтратов и экстрагируемой долей тяжелых металлов (табл. 7.6).

Таблица 7.6. Коэффициенты корреляции между светопропусканием растворов и долей элемента, %, перешедшей в раствор

Вариант	Элемент						
	Zn	Cu	Mn	Ni	Fe	Pb	Sb
1	-0.845	-0.97	-0.871	-0.892	-0.99	-0.996	-0.704
2	-0.848	-0.991	-0.919	-0.974	-0.896	-0.968	-0.932

Примечание: варианты: 1 – свежий компост из ТБО; 2 – компост из ТБО годичной выдержки

Сравнение валового содержания и максимальных кислоторастворимых концентраций тяжелых металлов (табл. 7.1, 7.2), показало, что в процессе дозревания компоста доля кислоторастворимых соединений большинства ТМ снижается. Кислоторастворимые соединения составили (% от валового содержания), в свежем компосте: Zn – 100, Cu – 65, Mn – 77, Fe – 89, Pb – 79; в компосте годичной выдержки: Zn – 81, Cu – 43, Mn – 70, Fe – 100, Pb – 62. Для предотвращения загрязнения почв при расчете допустимых доз внесения компоста из ТБО необходимо использовать значения валовых концентраций тяжелых металлов.

Из рассмотренных химических элементов особый интерес представляет сурьма. Данных о поведении сурьмы в системе почва – растение крайне мало. Единичные исследования миграции Sb в почвах не дают представления о закономерностях её поведения в агроценозе. Обобщенная информация о поведении Sb в окружающей среде представлена в обзоре С. Е. Витковской и В. Ф. Дричко (1998).

Согласно классификации Дж. Вуда (Wood, 1974), Sb относится к очень токсичным элементам и включена в программу национального мониторинга загрязнения почв на территории России (Зырин и др., 1985; Пинский, 1988; Ильин, 1991). Сурьма немногим менее опасна, чем мышьяк. Все ее соединения весьма ядовиты, особенно те, степень окисления которых равна 3 (Фадеев, 1985).

Сурьма не считается жизненно необходимым металлом, но известно, что её растворимые формы активно извлекаются растениями из почв (Алексеев, 1987; Рафель, Попов, 1988; Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989). Сурьма является неполным химическим аналогом фосфора. Химическое родство элементов-аналогов предопределяет сходство их биологического поведения в системе почва – растение: интенсивность сорбции почвой и растениями микро- и ультрамикроэлементов зависит от интенсивности сорбции макроэлемента-аналога (Юдинцева, Гулякин, 1968; Кист, 1973; Дричко, Цветкова, 1990).

Так как фосфор является одним из основных элементов питания растений, то его химические аналоги, представляющие опасность для здоровья человека и животных (Sb, As), требуют особого внимания.

Наши исследования показывают (Витковская, Дричко, 2001), что поступление Sb в растения зависит от концентрации фосфора в почве или растворе: снижение накопления ^{123}Sb на фоне возрастающих доз фосфорных удобрений наблюдали до определенной концентрации P в почве (11 мг/100 г подвижного P_2O_5) или растворе (130 мг/л). Дальнейшее увеличение дозы фосфора влекло за собой увеличение КН ^{125}Sb растениями. Установлено также (Витковская и др., 1997) наличие тесной корреляции между накоплением ^{33}P и ^{125}Sb растениями.

Рядом исследований установлено, что сурьма, подобно другим тяжелым металлам и мышьяку, аккумулируется в корневой системе растений, поступая в фотосинтезирующие органы в ограниченных количествах (Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989). Наши исследования также показали (Витковская, 1996; Витковская и др., 1998), что концентрация сурьмы в корнях растений существенно выше, чем в надземной массе.

Результаты исследований состояния радиоизотопа ^{125}Sb в воде, загрязненной продуктами ядерных взрывов (Радиоактивное загрязнение..., 1970), свидетельствуют, что ^{125}Sb находится в растворах практически целиком в виде анионов (85%). Катионы и коллоиды составили 8,5 и 6,5% соответственно. Отмечается, что растворимость соединений изотопов ^{125}Sb в воде имеет минимум в области рН равный 7. Авторы предполагают, что здесь проявляются амфотерные свойства сурьмы, которая в кислой области может присутствовать в виде трех – или пятивалентных ионов, а в щелочной области – в виде аниона SbO_4^{3-} ,

образующего с металлами первой группы хорошо растворимые соединения. Известно более 3000 органических соединений сурьмы (Fowler, Goering. 1991).

По данным С. В. Овсянниковой (1992), ^{125}Sb в почвах республики Беларусь после Чернобыльского выброса находилась преимущественно в прочно-связанном состоянии. Изменения соотношения химических форм элемента во времени не наблюдалось.

По нашим данным, при внесении раствора ^{125}Sb в дерново-подзолистую среднесуглинистую почву, через год в вытяжку Кирсанова переходило менее 5% от внесенного количества. С увеличением содержания подвижных фосфатов в почве количество десорбированной сурьмы снижалось. Вероятно, это связано с процессами хемосорбции (Витковская, 1996). Можно предполагать, что при внесении компоста из ТБО в почву сурьма будет сорбироваться твердой фазой и поступать в фотосинтезирующие органы растений в очень ограниченном количестве.

Никель в верхних горизонтах почв находится в основном в связи с органическим веществом, в том числе в составе легкорастворимых хелатов (Bloomfield, 1981; Ковда, 1985). Однако никель, связанный с оксидами железа и марганца, также составляет значительную часть от валового содержания элемента (Norrish, 1975). Многие простые соли никеля хорошо растворимы в воде. Комплексные соли с аммиаком также хорошо растворимы. Гидроокись никеля выпадает в осадок при pH 6–8 и выше. При более низком pH $\text{Ni}(\text{OH})_2$ переходит в раствор. В тех случаях, когда элемент не полностью связан с хелатными комплексами, в почвенном растворе могут существовать такие его формы как Ni^{2+} , NiOH^+ , HNiO_2^- и $\text{Ni}(\text{OH})_3$. Как правило, растворимость никеля в почвах находится в обратной зависимости от величины pH (Garrels, Christ, 1965). Наши исследования показывают, что нейтрализация почвенной кислотности влечет за собой снижение уровня биодоступности никеля (Изосимова и др., 2004).

Заключение

Переход тяжелых металлов в системе компост – раствор зависит от pH экстрагента и свойств химических элементов. В условиях нейтральной реакции среды (pH экстрагента 6,4) наиболее интенсивно в раствор из компостов переходили сурьма и никель – до 43 и 25% соответственно. Значительный переход (более 20%) Pb, Zn, Cu, Co и Fe в раствор начинался при pH 1,2, Mn - при pH 1,8. Очевидно, что Pb, Zn, Cu, Co и Fe в компосте в основном связаны с органическим веществом и переходили в раствор в составе растворимых органических комплексов. Вероятность загрязнения растений тяжелыми металлами при использовании компоста из ТБО в качестве удобрения и мелиоранта будет возрастать при подкислении почвы.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В последние десятилетия антропогенный фактор оказывает столь мощное воздействие на биосферу, что по силе своей сравним с природными факторами, определяющими условия жизни на Земле. Нарушения равновесного состояния природных экосистем происходят на всех уровнях взаимодействия человека с окружающей средой. В большинстве случаев это взаимодействие носит отнюдь не созидательный характер, приводя к уничтожению биоты, нарушениям почвенного покрова, загрязнению атмосферы и гидросферы. Абсолютно все виды человеческой деятельности сопровождаются образованием огромного количества отходов, которые требуют обезвреживания и утилизации.

При существующем противоречии между экономикой и экологией, в большинстве стран мира в стратегии управления отходами экономическая компонента является доминирующей. Только развитые страны вкладывают деньги в решение экологических проблем. Как следствие – более 90% образующихся на планете твердых бытовых отходов захоранивают на свалках и полигонах. Процесс трансформации органической фракции ТБО является одним из основных факторов дестабилизации геоэкологической обстановки на свалках, полигонах и прилегающих к ним территориях.

Технологии биотермической переработки ТБО позволяют получать компост, по физико-химическим свойствам близкий к традиционным органическим удобрениям и обладающий нейтрализующим действием на почвенную кислотность. Нормированное использование биотермически переработанных ТБО для повышения плодородия почв экологически безопасно для окружающей среды в отличие от сжигания или создания техногенных геохимических образований с аномально высокими концентрациями органического вещества, макро- и микроэлементов (свалки, полигоны).

Для экологически безопасного использования компоста из ТБО следует соблюдать ряд приведенных ниже рекомендаций, часть из которых являются обязательными.

1) Компост из ТБО рекомендуется применять в качестве органического удобрения и компонента питательных субстратов и грунтов в сельском, лесном и садово-парковых хозяйствах, а также для восстановления плодородия и первичного окультуривания мелиорированных земель, при эксплуатации и благоустройстве полигонов и свалок.

2) Компост обладает способностью нейтрализовать почвенную кислотность, поэтому его следует применять на почвах, нуждающихся в известковании.

3) В качестве биотоплива для обогрева теплиц рекомендуется использовать свежий компост, или компост, который хранился в штабелях не более 9 месяцев.

4) Оптимальный срок внесения компоста – осенью под основную обработку почвы. Компост вносят машинами для разбрасывания органических удобрений, агрегатируемыми с тракторами соответствующего класса. Допустимо весеннее внесение под перепахку или дискование компоста со сроком

выдержки в штабелях не менее 6 месяцев. Временной интервал между весенним внесением свежего компоста в почву и посевом (посадкой) должен составлять не менее 2-х месяцев. Допустимо летнее внесение компоста при капитальном ремонте паровых и других севооборотных площадей, свободных от ранних культур.

5) При использовании компоста предварительный анализ почвы на содержание тяжелых металлов (Cu, Zn, Cd, Pb, Cr, Ni, Co, Sb, Hg), As и реакцию (pH) является обязательным. После внесения компоста из ТБО в почву (как разового, так и многократного), концентрация тяжелых металлов и мышьяка в почве не должна превышать 0,8 ПДК.

6) При расчете допустимой дозы внесения ($ДД_{\text{комп.}}$) следует использовать данные **по валовому** содержанию тяжелых металлов в компосте (см. гл. 2).

7) Разовая доза внесения компоста (в пересчете на сухое вещество) в зависимости от концентрации тяжелых металлов в почве (местный геохимический фон) и механического состава почвы может составлять, т/га:

- под пропашные и зерновые культуры для песчаных и супесчаных почв от 5 до 15; для суглинистых и глинистых – от 5 до 30;
- при закладке и ремонте сенокосов и пастбищ, рекультивации земель и создании газонов от 10 до 50.

8) Для приготовления питательных субстратов и грунтов целесообразно использовать свежий компост или компост, прошедший стадию компостирования в штабелях (4–8 мес.). Смеси, приготовленные на основе свежего компоста, должны выдерживаться в течение 2–3 месяцев при положительной температуре. Для приготовления субстратов можно применять минеральную почву или песок. Возможно также использование торфа и некоторых промышленных отходов. Все компоненты субстрата должны легко и равномерно смешиваться.

9) При выборе компонентов для смешивания с компостом следует учитывать: гранулометрический состав (нежелательно использовать тяжелые суглинки и глины); кислотность (pH); химический состав (содержание элементов питания и тяжелых металлов). В случае недостатка элементов питания в субстрате необходимо дополнительное внесение минеральных удобрений. Содержание тяжелых металлов в субстратах, предназначенных для газонов, не должно превышать ПДК (ОДК) для почвы. Следует учитывать кислотность компонентов: если все они имеют нейтральную реакцию, в процессе трансформации органического вещества компоста будет происходить подщелачивание субстрата. Избыточная щелочность может оказывать отрицательное влияние на рост и развитие растений.

10) Доля компоста в составе почво-компостных смесей (в зависимости от назначения) **по объему** не должна превышать 25–50%.

11) При использовании компоста из ТБО необходимо соблюдать требования охраны окружающей среды:

Внесение компоста должно осуществляться по прямоточной технологической схеме. Заделка компоста в почву является обязательным условием его использования как в сельском, так и в садово-парковом хозяйствах. Нельзя разбрасывать компост по снегу зимой и по мерзлой земле весной и осенью.

- Запрещается использование компоста из ТБО в качестве органического удобрения:
 - а) на территории первого пояса санитарной охраны источников питьевого и хозяйственно-бытового водоснабжения;
 - б) во втором поясе санитарной охраны источников питьевого и хозяйственно-бытового водоснабжения;
 - в) в сельском хозяйстве при залегании грунтовых вод менее 2,5 м от поверхности почвы.
- Запрещается использование компоста в качестве биотоплива для обогрева теплиц, если уровень залегания грунтовых вод под теплицей менее 1,5 м от поверхности почвы.
- При многократном использовании компоста в качестве удобрения через каждые 4 года необходимо проводить агрохимическое обследование полей с обязательным определением концентраций тяжелых металлов и микроэлементов в почве.

Биотермическая переработка не является кратчайшим путем решения проблемы всё возрастающей массы образующихся твёрдых бытовых отходов, так как требует значительных затрат на строительство специализированных заводов, организацию системы селективного сбора отходов и их сортировки. Активное вовлечение переработанных ТБО в биологический круговорот (массовое применение в качестве органического удобрения и мелиоранта) возможно только при условии, что химический и морфологический состав компоста будет безопасен для всех компонентов окружающей среды. Обеспечение экологической безопасности данного продукта также требует дополнительных затрат. Однако развитие и широкое внедрение технологий биотермической переработки позволит решить целый ряд экологических проблем, связанных с образованием отходов. Это является весомым аргументом, который следует учитывать при выборе стратегии обращения с отходами.

СПИСОК СОКРАЩЕНИЙ

БПК – биохимическое потребление кислорода

ГВ – гуминовые вещества

Завод МПБО – завод механизированной переработки твердых бытовых отходов

КН – коэффициент накопления

МСЗ – мусоросжигательный завод

Нг – гидролитическая кислотность

ОВ – органическое вещество

ОДК – ориентировочно допустимая концентрация

ОСВ – осадок сточных вод

ПАУ – полиароматические углеводороды

ПДК – предельно допустимая концентрация

ПТО – полигон твердых отходов

ПХБ – полихлорированные бифенилы

ПХДД – полихлорированные дибензо-*p*-диоксины

ПХДФ – полихлорированные дибензофураны

ТБО – твердые бытовые отходы

ТМ – тяжелые металлы

УР – устойчивое развитие

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Абалкина И. Л.* Проблемы борьбы с городскими и промышленными отходами в США: Обзор // Экология и проблемы большого города / РАН ИНИОН. М., 1992. – С. 27–49.
- Абрамов Н. Ф., Юдин А. Г.* Стратегия устойчивого развития – основа экологической политики XXI века (На примере Московского региона) // Чистый город. 1999 (2). № 3(7). – С. 11–15.
- Абрамов Н. Ф.* Утилизация биогаза на полигонах ТБО // Жилищное и коммунальное хозяйство. 1994. № 7–8. – С. 37–38.
- Абрамов Н. Ф., Юдин А. Г.* Проблема управления твердыми бытовыми отходами в Москве // Управление твердыми бытовыми отходами в Московском регионе сегодня и завтра: Материалы 1-го научно-методического семинара, 1–2 марта 1999 / Московский общественный научный фонд. М., 1999 (1). – С. 46–58.
- Абрамов Н. Ф., Архипов С. В., Карелин М. В., Жилинская А. Я.* Отходы мегаполиса: Морфологический и фракционный состав // ТБО. Твердые бытовые отходы. 2009. № 9. – С. 42–45.
- Авдонин Н. С.* Повышение плодородия кислых почв. – М.: Колос, 1969. – 304 с.
- Агрохимия.* Учебник для вузов / Под ред. Б. А. Ягодина. – 2-е изд., перераб. и доп. – М.: ВО Агропромиздат, 1989. – 639 с.
- Административная сводка.* Стратегия размещения отходов в Лондоне // Научные и технические аспекты охраны окружающей среды / ВИНТИ. – М., 1997. № 1. – С. 2–130.
- Акимова Т. А., Хаскин В. В.* Экология. Человек – Экономика – Биота – Среда: Учебник для вузов. – 2-е изд., перераб. и доп. – М.: ЮНИТИ-ДАНА, 2000. – 566 с.
- Алборов И. Д., Степанова С. Н.* Исследование геохимических процессов, происходящих на полигонах твердых бытовых отходов // Вестник международной академии экологии и безопасности жизнедеятельности. 2002. Т. 7. № 9 (57). – С. 32–34.
- Александрова Л. Н.* Органическое вещество почвы и процессы его трансформации. – Л.: Наука, 1980. – 287 с.
- Алексеев Ю. В.* Тяжелые металлы в почвах и растениях. – Л.: Агрометеоиздат, 1987. – 142 с.
- Алексеев С.Ю., Тульский М. Н., Челяк М. М.* // Экология и промышленность России. 1997. Июль. – С. 4–7.
- Амосов Д. А., Максимов А. Ю., Пикунова Т. Ю.* Приморская городская свалка как источник загрязнения окружающей среды радионуклидами и тяжелыми металлами // Российский геофизический журнал. 2000. № 17–18. – С. 90–102.
- Анцифорова Е. Ю.* Эколого-агрохимическая оценка осадков сточных вод, используемых в качестве удобрения: Автореф. дисс... канд. биол. наук / Московский госуд. ун-т. М., 2003. – 23 с.

- Арзамасова З. А., Рышкова Л. К.* Основы биотермического процесса ускоренного обезвреживания и переработки твердых бытовых отходов и его контроль // Обезвреживание и переработка бытовых отходов: Научные труды АКХ. М.: Отдел научно-технической информации АКХ, 1979. Вып. 168. – С. 36–55.
- Аристархов А. Н., Харитонов А. Ф.* Состояние и методология прогноза загрязнения почв тяжелыми металлами // Плодородие. 2002. № 3. – С. 22–24.
- Астрецов В. М., Зайцев С. Е., Лифшиц А. Б., Прыгов С. И., Чужакова Е. М.* Полигоны твердых бытовых отходов (ТБО) ближнего Подмосковья (Анализ. Проблемы. Новая политика) // Чистый город. 1998. № 4. – С. 37–43.
- Бабак В. В.* Геоэкология полигонов твердых бытовых отходов Московского региона: Автореф. дисс... канд. геолого-минерал. наук / Московский госуд. ун-т. – М.: 1991. – 19 с.
- Бабаянц Р. А.* Почвенная минерализация городских отбросов и их сельскохозяйственное использование. – Л.: Медгиз, 1958. – 231 с.
- Базилевич Н. И., Титлянова А. А.* Биотический круговорот на пяти континентах: азот и зольные элементы в природных наземных экосистемах. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2008. – 381 с.
- Баращенко В. В., Лугович Н. Н., Каленик Г. И.* О возможности загрязнения почв кадмием, поступающим с фосфорными удобрениями // Почва – удобрение – плодородие: Материалы междунаучно-практ. конф. Минск, 1999. – С. 165–166.
- Барбер С. А.* Биологическая доступность питательных веществ в почве. – М.: Агропромиздат, 1988. – 376 с.
- Башаркевич И. Л., Ефимова Р. И.* Влияние городских свалок на загрязнение окружающей среды тяжелыми металлами // Эколого-геохимический анализ техногенного загрязнения: Сборник научных статей. – М., 1992. – С. 137–151.
- Башкин В. Н.* Экологические риски: расчет, управление, страхование: Учеб. пособие / В. Н. Башкин. – М.: Высш. шк., 2007. – 360 с.
- Бельямовский Д. Н.* Сжигание и пиролиз твердых бытовых отходов // Жилищное и коммунальное хозяйство. 1993. № 6. – С. 28–29.
- Бердяева Е. В.* Влияние многолетнего применения осадков сточных вод и извести на фракционный состав меди и цинка в дерново-подзолистой супесчаной почве // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение. 2001. № 2. – С. 24–29.
- Бугаев В. В., Витковская С. Е.* Экологические проблемы ресурсосберегающих технологий использования компостов из твердых бытовых отходов в овощеводстве защищенного грунта // Технологии и технологические средства механизированного производства продукции растениеводства и животноводства в Северо-Западной зоне России: Сборник научных трудов СЗНИИМЭСХ. – СПб.: Изд-во СЗНИИМЭСХ, 2000. Вып. 71. – С. 82–88.

- Букреева Т. Е., Андрианов В. Н.* Исследование эффективного использования компоста из твердых бытовых отходов в защищенном грунте // Обезвреживание и переработка бытовых отходов: Научные труды АКХ. – М.: Отдел научно-технической информации АКХ, 1979. Вып. 168. – С. 73–78.
- Вавилин В. А., Лукошина Л. Я., Ножевникова А. Н., Калюжный С. В.* Свалка как возбудимая среда // Природа. 2003. № 5. – С. 54–60.
- Вандраш Я. В., Сергеев С. М.* Основные технологии обезвреживания отходов в Польше // Отходы – 99: индустрия переработки и утилизации: Сборник научных трудов междунар. специализированной выставки, Москва, 1–6 июня 1999. – М.: Ликонта, 1999. – С. 149–152.
- Венцилис Л. С., Скорик Ю. И., Флоринская Т.М.* Система обращения с отходами: принципы организации и оценочные критерии. – СПб. Изд-во ПИЯФ РАН, 2007. – 207 с.
- Ветрова Т. П.* Экономические аспекты утилизации твердых бытовых отходов // Вестник Московского Университета. 1998. Сер. 6. Экономика. № 5. – С. 99–107.
- Вильдфлуш И. П., Цыганов А. П., Рябцев П. М.* Экологическая оценка уровней содержания подвижного фосфора и применения новых форм фосфорсодержащих удобрений в дерново-подзолистой почве // Изв. Акад. аграрных наук Республики Беларусь. 1999. № 1. – С.38–42.
- Витковская С. Е.* Взаимодействие радиосурьмы и фосфора в системе почва – растение: Автореф. дисс... канд. биол. наук / Санкт-Петербургский государственный аграрный университет. Обнинск, 1996. – 21 с.
- Витковская С. Е.* Поступление тяжелых металлов в растения при использовании компоста из твердых бытовых отходов в качестве органического удобрения // Агрохимия. 2000. № 5. – С. 78–82.
- Витковская С. Е.* Экологический аспект включения переработанных твердых бытовых отходов в биологический круговорот веществ // Современные проблемы органической химии, экологии и биотехнологии: Материалы междунар. научной конференции. Луга: КГУ, 2001. Т. 2. – С.25–26.
- Витковская С. Е.* Использование органических отходов для повышения плодородия почв – необходимое условие замыкания биологического круговорота веществ. //Тр. междунар. научно-практической конференции «Агрофизика XXI века» (к 70-летию образования Агрофизического института). – СПб, 2002. С. 446–449.
- Витковская С. Е.* Изменение содержания подвижных форм химических элементов в процессе трансформации органического вещества компоста из твердых бытовых отходов // Агрохимия. 2005. № 4. – С. 27–31.
- Витковская С. Е.* Агроэкологические основы использования биотермически переработанных твердых бытовых отходов для повышения плодородия кислых почв: Автореф. дисс... доктора биол. наук / Агрофизический НИИ Россельхозакадемии. – СПб., 2006. – 46 с.
- Витковская С. Е., Дричко В. Ф.* Сурьма в окружающей среде // Агрохимия. 1998. № 6. – С. 86–89.

- Витковская С. Е.* Оценка пространственной неоднородности агрохимических показателей почвы и массы растений в полевом опыте // Плодородие, 2009. № 5(50). – С. 8–9.
- Витковская С. Е.* Захоронение твердых бытовых отходов как один из факторов антропогенного воздействия на глобальные циклы элементов в биосфере // Вестник Государственной полярной академии, 2010. № 10. – С. 47–50.
- Витковская С. Е., Дричко В. Ф.* Поступление ^{125}Sb в растения яровой пшеницы при различных уровнях обеспеченности фосфором (опыты с водной и почвенными культурами) // Агрохимия. 2001. № 5. – С. 70–75.
- Витковская С. Е., Дричко В. Ф.* Влияние органических отходов на агрохимические свойства дерново-подзолистой почвы и поступление тяжелых металлов в растения // Агрохимия. 2002. № 7. – С. 5–10.
- Витковская С. Е., Дричко В. Ф.* Распределение тяжелых металлов в системе компост из твердых бытовых отходов – раствор в зависимости от кислотности экстрагента // Агрохимия, 2008. № 3. – С. 77–84.
- Витковская С. Е., Дричко В. Ф., Воробейков Г. А., Мирюгина Т. А.* Влияние инокуляции семян гороха и ячменя клубеньковыми бактериями в комплексе с ассоциативными diaзотрофами на поступление в растения фосфора-33 и сурьмы-125 // Агрохимия. 1998. № 3. – С. 49–52.
- Витковская С. Е., Дричко В. Ф., Мирюгина Т. А.* Поступление ^{33}P и ^{125}Sb в растения в условиях водной культуры // Радиационная биология. Радиозэкология. 1997. Т. 37. Вып. 1. – С. 111–116.
- Волковинский А. А.* Обезвреживание и утилизация твердых бытовых отходов Санкт-Петербурга // Чистый город. 1999. №3 (7). – С. 21–24.
- Геохимия окружающей среды / Саэт Ю. Э., Ревич Б. А., Янин Е. П. и др. М.: Недра, 1990. – 335 с.
- Горбатов В. С.* Устойчивость и трансформация оксидов тяжелых металлов (Zn, Pb и Cd) в почвах // Почвоведение. 1988. № 1. – С. 35–43.
- Горбатов В. С., Зырин Н. Г.* О выборе экстрагента для вытеснения из почв обменных катионов тяжелых металлов // Вестник МГУ. Сер. 17. Почвоведение. 1987. Ч. 2. № 2. – С. 22–26.
- Горшков В. Г.* Физические и биологические основы устойчивости жизни. – М.: ВИНТИ, 1995. – 470 с.
- ГОСТ 26487-85. 1985. Определение обменного кальция и обменного (подвижного) магния методами ЦИНАО. – Введ. 26.03.85 // Сборник государственных стандартов / Разработаны Министерством сельского хозяйства СССР. Изд. Стандартов, Москва.
- Грибанова Л. П., Портнова Т. Г.* Контроль подземных и поверхностных вод в районах полигонов твердых бытовых отходов Московского региона // Экологический вестник Подмосковья. 1993. Вып. 4. – С. 27–29.
- Грибанов Л. П., Зрянин А. А.* Геоэкологические исследования на Саларьевском полигоне твердых бытовых и промышленных отходов // Экология и промышленность России. 1997. Июнь. – С. 8–10.
- Гринин А. С., Новиков В. Н.* Промышленные и бытовые отходы: Хранение, утилизация, переработка. – М.: ФАИР-ПРЕСС, 2002. – 332 с.

- Гришина Л. А., Копчик Г. Н., Макаров М. И.* Трансформация органического вещества почв. – М.: Изд-во МГУ, 1990. – 68 с.
- Громова Е. А.* Влияние агрохимических свойств почвы на химическое состояние в ней цинка // *Агрохимия*. 1973. № 1. – С. 147–153.
- Добровольский В. Г., Никитин Е. Д.* Сохранение почв как незаменимого компонента биосферы: Функционально-экологический подход. – М.: Наука, МАИК «Наука / Интерпериодика», 2000. – 185 с.
- Дричко В. Ф.* Миграция химических элементов в биосфере и экологические проблемы применения удобрений. Лекция. – Л.: ЛСХИ, 1990. – 31 с.
- Дричко В. Ф.* Экспоненциальная модель накопления химических элементов в почве при внесении удобрений // *Почвоведение*. 1999. № 3. – С. 354–358.
- Дричко В. Ф., Цветкова В. В.* Сорбционная модель поступления радионуклидов из почвы в растения // *Почвоведение*. 1990. № 10. – С. 35–40.
- Дубинская Ф. Е.* Экологические аспекты загрязнения атмосферы тяжелыми металлами при уничтожении ТБО // *Химическое и нефтегазовое машиностроение*. 1998. № 8. – С. 30–32.
- Дуденков С. В., Зайцев В. А., Пекелис Г. Л., Шубов Л. Я.* Рациональное использование твердых бытовых отходов. – М.: ВИНТИ. 1984. Т. 15. – 190 с.
- Ефимов В. Н., Калиниченко В. Г., Горлова М. Л.* Применение микроэлементов при выращивании сельскохозяйственных культур (овощные, кормовые корнеплоды, многолетние травы) на почвах Северо-Запада Нечерноземной зоны РСФСР: Учебное пособие. – Л.: ЛГАУ, 1991. – 36 с.
- Жардин Д.* Управление нашими отходами. Провинция острова принца Эдуарда. Канада // *Управление твердыми бытовыми отходами в Московском регионе сегодня и завтра: Материалы 1-го научно-методического семинара, 1–2 марта 1999*. Москва / Московский общ. научный фонд. М., 1999. – С. 39.
- Захаренко А. В.* Использование органогенных бытовых и промышленных отходов в современной земледелии // *Экологические и технологические вопросы производства и использования органических и органоминеральных удобрений на основе осадков сточных вод и твердых бытовых отходов: Материалы междунар. симпозиума (16–19 сентября 2003)*. Владимир. – М.: РАСХН–ВНИПТИОУ, 2004. – С. 3–5.
- Зырин Н. Г., Ковницкий С. Ф., Маликов С. Г.* Мышьяк и сурьма в растениях техногенного ландшафта // *Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах: Труды третьего Всесоюзн. совещания*. Обнинск. 1981. – Л.: Гидрометеиздат, 1985. – С. 117–121.
- Игнатович Н. И., Рыбальский Н. Г.* Что нужно знать о твердых бытовых отходах? // *Экологический вестник России*. 1998 (1). № 1. – С. 53–60.
- Игнатович Н. И., Рыбальский Н. Г.* Что нужно знать о твердых бытовых отходах? // *Экологический вестник России*. 1998 (2). № 2. – С. 48–60.
- Игнатович Н. И., Рыбальский Н. Г.* Что нужно знать о твердых бытовых отходах? // *Экологический вестник России*. 1998 (3). № 3. – С. 48–60.

- Изосимова А. А., Дричко В. Ф., Витковская С. Е.* Поступление никеля в растения рапса при возрастающих дозах извести // Почва – национальное достояние России: Материалы VI съезда Докучаевского общества почвоведов. – Новосибирск, 2004. Книга 2. – С. 57.
- Ильин В. Б.* Тяжелые металлы в системе почва – растение. – Новосибирск: Наука. Сибирское отделение, 1991. – 151 с.
- Ильин В. Б., Степанова М. Д.* Тяжелые металлы – защитные возможности почв и растений // В кн.: Химические элементы в системе почва – растение. – Новосибирск, 1982. – С. 73–92.
- Исидоров В. А.* Введение в химическую экотоксикологию: Учебное пособие. – СПб.: Химиздат, 1999. – 144 с.
- Исидоров В. А.* Экологическая химия: Учебное пособие для вузов. – СПб.: Химиздат, 2001. – 303 с.
- Кабанова Т. С., Зайцев В. А., Ягодин Г. А.* Экологические проблемы термической переработки твердых бытовых отходов // Экология и промышленность России – февраль 2010. – С. 47–49.
- Кабата-Пендиас А., Пендиас Х.* Микроэлементы в почвах и растениях. – М.: Мир, 1989. – 439 с.
- Кадыров Д. Э.* Методы переработки органических отходов // ТБО. Твердые бытовые отходы. 2006. № 10(4). – С. 24–26.
- Карпова Е. А., Потатуева Ю. А., Касицкий Ю. И., Кобалия Е. А.* Влияние длительного применения различных форм фосфорных удобрений на содержание кадмия, свинца, никеля и стронция в дерново-подзолистых почвах и растениях // Микроэлементы в биологии и их применение в сельском хозяйстве и медицине: Тезисы докл. XI Всесоюзн. конференции. Самарканд, 1990. – С. 164.
- Кист А. А.* Биологическая роль химических элементов и периодический закон. – Ташкент: ФАН, 1973. – 48 с.
- Климашевский Э. Л.* Генетический аспект минерального питания растений. – М.: ВО Агропромиздат, 1991. – 415 с.
- Ковда В. А.* Биогеохимия почвенного покрова. – М.: Наука, 1985. – С. 207–262.
- Комаров А. А.* Роль гидролизного лигнина в плодородии почв и питании растений: Автореф. дис... докт. с.-х. наук / Агрофизический НИИ Россельхозакадемии. – СПб, 2004. – 42 с.
- Кононова М. М.* Органическое вещество почвы, его природа, свойства и методы изучения. – М.: АН СССР, 1983. – 314 с.
- Концепция обращения с твердыми бытовыми отходами в Российской Федерации // Чистый город. 2003. № 2(22). – С. 36–48.
- Косов В. И., Клыков В. Е., Иванов В. Н., Фирсова Л. В.* Моделирование влияния загрязнений подземных вод от полигона твердых бытовых отходов // Экологические системы и приборы. № 2. 2000. – С. 2–7.
- Костовецкий В. П.* Система обеспечения обращения с отходами потребления в Московском регионе // Управление твердыми бытовыми отходами в Московском регионе сегодня и завтра: Материалы 1-го научно-методического семинара / Московский общ. научный фонд. – М., 1999. – С. 76–86.

- Крельман Э. Б.* Переработка твердых бытовых отходов // *Природа*. 1993. № 9. – С. 62–82.
- Кузьменкова А. М.* Использование бытового мусора в качестве органического удобрения и биотоплива. – М., 1973. – 15 с.
- Кузьменкова А. М.* Использование компостов из твердых бытовых отходов. – М.: Россельхозиздат, 1976. – 63 с.
- Ладонин Д. В., Пляскина О. В.* Фракционный состав соединений меди, цинка, кадмия и свинца в некоторых типах почв при полиэлементном загрязнении // *Вестник Московского ун-та*. 2003. Сер. 17. Почвоведение. № 1. – С. 8–16.
- Лебедев В. Н., Ловецкий М. К., Гишко В. С., Кушков Х. Х.* Безотходная экологически чистая технология сортировки и переработки твердых бытовых отходов (ТБО) // *Сб. докладов 4-го междунар. конгресса по управлению отходами*. – 2005. (<http://www.ecoexpert.ru/>).
- Лебедев В. С., Горбатюк О. В., Иванов Д. В., Ножевникова А. Н., Некрасова В. К.* Биогеохимические процессы образования и окисления биогаза на свалках бытовых отходов // *Журнал экологической химии*. 1993. № 4. – С. 323–334.
- Левинский Ю. В., Поддубский В. И., Подушко Ю. Н., Иванова Л. П.* Проблемы переработки твердых бытовых отходов на Крайнем Севере. – М.: ИРЦ Газпром, 1997. – 53 с.
- Лисин Р. Г., Волковинский А. А., Попов А. И., Покинбара В. А.* Влияние раствора гуминовых веществ, выделенных из компостированных отходов бытового городского мусора на урожайность картофеля // *Гумус и почвообразование: Сборник научных трудов СПбГАУ*. – СПб.: Изд-во СПбГАУ, 1998. – С. 63–70.
- Маданов В. П.* Биологическая аккумуляция марганца в почвах Волжско-Камской лесостепи и его доступность сельскохозяйственным растениям. – Казань, 1953. – 203 с.
- Майстренко В. Н., Хамитов Р. З., Будников Г. К.* Эколого-аналитический мониторинг супертоксикантов. – М.: Химия, 1996. – 212 с.
- Максимова С. В., Глушанкова И. С., Вайсман О. Я.* Моделирование процессов образования биогаза на полигонах твердых бытовых отходов // *Инженерная экология*. 2003. № 4. – С. 32–40.
- Матросов А. С.* Управление отходами: Учебник. – М.: Гардарики, 1999. – 480 с.
- Мацнева Н. Г.* Влияние метеорологических условий на азотный режим почвы под городом // *Сборник научных трудов Воронежского СХИ*. – Воронеж, 1977. Вып. 92. – С. 180–187.
- Медоуз Д. Х., Медоуз Д. Л., Рандерс Й.* За пределами роста. – М.: Прогресс-Пангея, 1994. – 304 с.
- Мелентьев Г. Б., Шуленина З. М., Делицин Л. М., Попова М. Н., Крашенинникова О. Н.* Промышленные и бытовые отходы: инновационная политика и научно-производственное предпринимательство как средство решения проблемы // *Экология промышленного производства*, 2004. № 1. – С. 40–51.

- Мелкумов Ю. А.* Свалки – экологическая проблема Московской области номер один // *Экология и промышленность России*. 1998. Октябрь. – С. 4–8.
- Мельникова М. К., Куделя А. Д.* Влияние влажности и рН почвенного раствора на поведение Mn^{2+} в почве и доступность его растениям // *Агрохимия*. 1972. № 2. – С. 116–125.
- Методические указания по атомно-абсорбционному определению микроэлементов в вытяжках из почв и в растворах золы кормов и растений. – М.: ЦИНАО, 1977. – 34 с.
- Методические указания по определению азота нитратов и нитритов в почвах, природных водах, кормах и растениях. – М.: ЦИНАО, 1981. – 63 с.
- Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства. – М.: ЦИНАО, 1992. – С. 27–29.
- Минеев В. Г.* (ред.) Органические удобрения в интенсивном земледелии. – М.: Колос, 1984. – 303 с.
- Минеев В. Г.* Экологические проблемы агрохимии: Учебное пособие для вузов по специальности «Агрохимия и почвоведение». – М.: Изд-во МГУ, 1988. – 282 с.
- Министерство охраны окружающей среды и природных ресурсов Российской Федерации. РЭФИА Минприроды России: Пресс-релиз. Краткие сведения о мероприятиях, включенных в Федеральную целевую программу «Отходы» // *Экология и промышленность России*. 1997. Январь. – С. 37–39.
- Минько О. И., Лифшиц А. Б.* Экологические и геохимические характеристики свалок твердых бытовых отходов // *Журнал экологической химии*. 1992. № 2. – С. 37–47.
- Минько О. И., Исидоров В. А., Измайлов А. В.* О составе летучих органических веществ свалочных масс // *Доклады АН СССР*. 1990. Т. 310. № 1. – С. 194–197.
- Мирный А. Н.* Аэробное компостирование твердых бытовых отходов // *Жилищное и коммунальное хозяйство*. 1991. № 9. – С. 25.
- Мирный А. Н.* Инженерные основы аэробного биотермического компостирования твердых бытовых отходов: Автореф. дисс... докт. техн. наук / ГП Комплекс НИ и КТИ водоснабжения, канализации. М., 1995. – 44 с.
- Мирный А. Н.* Мусороперерабатывающий мини-завод для города с населением 100–180 тысяч жителей // *Чистый город*. 2000. № 1(9). – С. 33–35.
- Мирный А. Н.* Технологии комплексного извлечения утильных фракций из твердых бытовых отходов // *Чистый город*. 2002. № 3(19). – С. 9–14.
- Мишустин Е. Н.* Микроорганизмы и продуктивность земледелия. – М.: Наука, 1972. – 342 с.
- Мишустин Е. Н., Емцев В. Т.* Микробиология. – М.: Агропромиздат, 1987. – 368 с.
- Мотузова В. Г.* Соединения микроэлементов в почвах: системная организация, экологическое значение, мониторинг. – М.: Эдитореал УРСС, 1999. – 168 с.
- МУ 2.1.7.730-99. Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест. Методические указания. – Введ. 5.02.99. – М.: Минздрав России, 1999. – 38 с.

- Небел Б. Наука об окружающей среде: Как устроен мир. – М.: Мир, 1993. Т. 2. – 336 с.
- Небольсин А. Н., Небольсина З. П. Изменение некоторых свойств почвенного поглощающего комплекса дерново-подзолистой легкосуглинистой почвы под влиянием известкования // *Агрохимия*. 1997. № 10. – С. 5–12.
- Небольсин А. Н., Небольсина З. П. Известкование почв (результаты 50-летних полевых опытов). СПб, 2010. – 253 с.
- Новаковский Б. А., Сыроватская М. В., Тульская Н. И. Геоэкологический анализ влияния Новосыровского полигона ТБО на окружающую среду // *Экология и промышленность России*. 1998. Июль. – С. 18–22.
- Носовская И. И., Соловьев Г. А., Егоров В. С. Влияние 8-летнего внесения фосфоритной муки различных месторождений на содержание микроэлементов и тяжелых металлов в почве // *Вестник МГУ*. 2001. Сер. 17. Почвоведение. № 2. – С. 33–36.
- Обухов А. И., Цаплина М. А. Трансформация техногенных соединений тяжелых металлов в дерново-подзолистой почве // *Вестник МГУ*. 1990. Сер. 17. Почвоведение. № 3. – С. 39–44.
- Овсяникова С. В. Формы нахождения радионуклидов Чернобыльского выброса в почвах республики Беларусь: Автореф. дисс... канд. хим. наук / Белорусский госуд. ун-т. – Минск, 1992. – 23 с.
- Овчаренко М. М., Графская Г. А., Шильников И. А. Почвенное плодородие и содержание тяжелых металлов в растениях // *Химия в сельском хозяйстве*. 1996. № 5. – С. 40–43.
- Огакова Ф. В. Микроклимат теплиц и способы его регулирования // *Сборник научных Трудов Пермской с.-х. опытной станции*. – Пермь, 1971. Т. 1. – С. 27–34.
- Орлов Д. С. Гумусовые кислоты почв и общая теория гумификации. – М.: Изд-во МГУ, 1990. – 325 с.
- Орлов Д. С. Химия почв. – М.: Изд-во МГУ, 1985. – 376 с.
- Орлов Д. С., Бирюкова О. Н., Суханова Н. И. Органическое вещество почв Российской Федерации. М.: Наука, 1996. 254 с.
- Орлов Д. С., Садовникова Л. К., Лозановская И. Н. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении. – М.: Высшая школа, 2002. – 334 с.
- Осипов А. И., Соколов О. А. Экологическая безопасность и устойчивое развитие. Книга 4. Роль азота в плодородии почв и питании растений. – СПб., 2001. – 360 с.
- Панцхава Е. С., Пожарнов В. А., Майоров Н. И., Школа И. И. Экспресс-технология переработки ТБО в топливо и удобрения – одно из направлений защиты водного бассейна // *Проблемы экополиса: Программа и тезисы докл. научно-технич. конф. Барселона – Мадрид, 28 марта – 5 апреля 1998*. М., 1998. – С. 66–67.
- Пейве Я. В. Биохимия почв. – М.: Сельхозиздат, 1961. – 422 с.
- Переход к устойчивому развитию: глобальный, региональный и локальный уровни. Зарубежный опыт и проблемы России. – М.: Изд-во КМК, 2002. – 444 с.

- Перцовская А. Ф., Павникова Е. Л., Великанов Н. Л.* Влияние тяжелых металлов на биосистемы почвы в зависимости от ее рН // Гигиена и санитария. 1987. № 4. – С. 14–17.
- Петаиш В. Г., Деребон Ю. Г.* Влияние удобрения, известкования и орошения сточными водами на изменение подвижности меди и цинка в дерново-подзолистой почве и накопление их в зеленой массе костреца безостого // В кн.: Влияние химизации земледелия на содержание тяжелых металлов в почвах сельскохозяйственных угодий и продукции растениеводства. – М., 1988. – С. 93–86.
- Петербургский А. В.* Практикум по агрономической химии. – М.: Колос, 1968. – 404 с.
- Пинский Д. Л.* Тяжёлые металлы и окружающая среда. – Пушино: АН СССР НЦБИ, 1988. – 18 с.
- Плетнев М. Ю.* Рисайклинговые технологии в переработке бытовых отходов // Технологические и санитарно-экологические проблемы утилизации и захоронения твердых бытовых отходов, пути их решения в Белгородской области: Сборник материалов обл. семинара-совещания. Белгород, 1998. – С. 48–55.
- Понизовский А. А., Мироненко Е. В.* Механизмы поглощения свинца (II) почвами // Почвоведение. 2001. № 4. – С. 418–429.
- Попов А. В., Васяева З. С., Багрова М. И.* Применение удобрений из бытовых отходов. – Л.: Лениздат, 1977. – 61 с.
- Попова М. Н.* Промышленные и твердые бытовые отходы. Анализ проблемы // Экология промышленного производства. 2002. № 4. – С. 30–35.
- Потатиева Ю. А., Касицкий Ю. И., Хлыстовский А. Д. и др.* Влияние длительного применения фосфорных удобрений на накопление в почве и растениях тяжелых металлов и токсичных элементов // Агрохимия. 1994. № 11. – С. 98–113.
- Почвоведение: Учебник для ун-тов. В 2-х ч. / Под ред. В. А. Ковды, Б. Г. Розанова. Ч. 1. Почва и почвообразование. М.: Высшая школа, 1988. – 400 с.
- Практикум по агрохимии / Под ред. В. Г. Минеева. – М.: Изд-во МГУ, 1989. – 304 с.
- Прохоров В. М.* Миграция радиоактивных загрязнений в почвах: физико-химические механизмы и моделирование / Под ред. Р. М. Алексахина. – М.: Энергоиздат, 1981. – 99 с.
- Радиоактивное загрязнение природных сред при подземных ядерных взрывах и методы его прогнозирования / Под ред. Ю. А. Израэля. – Л.: Гидрометеоздат, 1970. – 67 с.
- Рафель Ю. Б., Попов Ю. Г.* Обоснование предельно-допустимой концентрации сурьмы в почве // Гигиена и санитария. 1988. № 1. – С. 23–25.
- Рекомендации по использованию осадков городских сточных вод в зеленом строительстве и сельском хозяйстве / Сост. Алексеев Ю. В., Аллилуева Т. И., Рабинович Г. Б. – Л., 1987. – 29 с.

- Рекомендации по применению компостов из бытовых отходов в сельском хозяйстве. – Владимир, 1984. – 27 с.
- Ромашкевич И. Ф.* Эффективность осадков сточных вод и компостируемого городского мусора по данным полевых и вегетационных опытов ВИУА // Тезисы докладов Всесоюз. Научно-технического совещания по рациональному использованию местных удобрений, отходов промышленности и городского хозяйства для нужд сельского хозяйства. – М., 1964. – С. 121–125.
- Русин Г. Г.* Физико-химические методы анализа в агрохимии: Учебник для вузов. – М.: Агропромиздат, 1990. – 303 с.
- Рышкова Л. К., Букреева Т. Е., Распевин В. А., Попов А. В., Васяева З. С.* Исследование компоста мусороперерабатывающих заводов и его использование // Обезвреживание и переработка бытовых отходов: Научные труды АКХ. – М.: Отдел научно-технической информации АКХ, 1979. Вып. 168. – С. 59–73.
- Рэуце К, Кырстя С.* Борьба с загрязнением почвы. – М.: ВО Агропромиздат, 1986. – 221 с.
- Саеки Ю.* Переработка отходов приносит Японии немалую прибыль // Капитал. 1996. № 86. – С. 10.
- Сапожникова Г. П.* Раздельный сбор мусора: проблемы и решения. – Пушкино, 2003. – 76 с.
- Систер В. Г., Мирный А. Н., Скворцов Л. С., Абрамов П. Ф., Никогосов Х. Н.* Твердые бытовые отходы (сбор, транспорт и обезвреживание). Справочник. – М.: АКХ им. К. Д. Панфилова, 2001. – 320 с.
- Скворцов Л. С., Варшавский В. Я., Камруков А. С., Селиверстов А. Ф.* Очистка фильтрата полигонов твердых бытовых отходов // Чистый город. 1998. № 2. – С. 2–7.
- Скворцов Л. С., Кузьменкова А. М.* Использование компоста из бытовых отходов в качестве удобрения и биотоплива // Агрохимия. 1975. № 6. – С. 145–151.
- Скворцов Л. С., Мирный А. Н., Варшавский В. Я.* Сельскохозяйственное использование компоста, полученного из твердых бытовых отходов // Чистый город. 1999. № 2(6). – С. 2–7.
- Скорик Ю. И., Кириллова Н. И.* Механизм влияния бытовых отходов на природную среду // Экологические и метеорологические проблемы больших городов и промышленных зон: Тезисы докладов Всероссийской научной конференции. 16–18 ноября 1999. СПб, 1999. – С. 122–124.
- Скорик Ю. И., Флоринская Т. М., Баев А. С.* Отходы большого города: как их собирают, удаляют и перерабатывают. – СПб.: НИИХ СПбГУ, 1998. – 37 с.
- Современные методы переработки твердых бытовых отходов / Чередниченко В. С., Казанов А. М., Аньшаков А. С. и др.* – Новосибирск: Ин-т теплофиз., 1995. – 55 с.
- Соколов О. А., Черников В. А.* Экологическая безопасность и устойчивое развитие. Книга 1. Атлас распределения тяжелых металлов в объектах окружающей среды. – Пушкино: ОНТИ ПНЦ РАН, 1999. – 164 с.

- Степанова М. Д.* Микроэлементы в органическом веществе почв. - Новосибирск: Наука, Сибирское отд-е, 1976. – 106 с.
- Суков А. А.* Усвоение растениями, закрепление в почве и потери азота растительных остатков // *Агрохимия*. 1979. № 6. – С. 12–17.
- Сюта Я., Васяк Г.* Принципы естественного использования осадков сточных вод // *Международный сельскохозяйственный журнал*. 1983. № 2 – С. 48–53.
- Третьякова С. П.* Влияние температуры на процессы аммонификации и нитрификации в дерново-подзолистых почвах крайнего севера // *Почвоведение*. 1997. № 6. – С. 158–162.
- ТУ 0392-001-25894576-2001. Компост из твердых бытовых отходов. Технические условия. – Введ. 15.05.2001 / А. И. Осипов, С. Е. Витковская, С. С. Баева и др. – СПб., 2001. – 19 с.
- ТУ 2189-005-03280885-2003. Компост из твердых бытовых отходов. Технические условия. – Введ. 01.03.2003 / А. И. Осипов, С. Е. Витковская, С. С. Баева, В. Ф. Дричко. – СПб., 2003. – 24 с.
- Тэйт III. Р.* Органическое вещество почвы. – М.: Мир, 1991. – 400 с.
- Тюрин И. В.* Органическое вещество почвы и его роль в плодородии. – М.: Наука, 1965. – 319 с.
- Тяжелые металлы в системе почва-растение-удобрение / Под ред. М. М. Овчаренко. – М.: ЦИНАО, 1997. – 290 с.
- Файтроджиев П.* Токсично действие на оловато вверху люцерна при различни степени на нейтрализация на почвената киселиност // *Почвознание и агрохимия*. 1981. Т. 16. № 3. – С. 47–53.
- Федоров Л. Г., Маякин А. С., Москвичев В. Ф.* Теплоэлектростанция на альтернативном виде топлива (твердые бытовые отходы) // *Энергосбережение*. 2002. № 2. – С. 39–41.
- Федоров Л. Г.* Управление отходами в крупных городах и агломерационных системах поселений. – М., 1999. – 112 с.
- Федоров М. П.* Вторичные энергоресурсы в системах обращения с отходами // *Изв. АН. Энергетика*. 2002. № 6. – С. 3–12.
- Федоров М. П., Прохорова А. Р.* Проблемы обращения с бытовыми отходами Санкт-Петербурга // *Региональная экология*. 1997. № 3–4. – С. 47–53.
- Химия тяжелых металлов, мышьяка и молибдена в почвах / Под ред. Н. Г. Зырина, Л. К. Садовниковой. – М.: Изд-во МГУ, 1985. – 208 с.
- Хозин Г.* Свалки Америки: тайные и явные // *Природа и человек*. 1985. № 10. – С. 38–41.
- Цанава В. П., Цанава Н. Г., Месхидзе А. М.* Потери азота от вымывания на красноземах западной Грузии // *Агрохимия*. 1979. № 6. – С. 18–25.
- Цуркан М. А., Архин О. Д., Русу А. П.* Городские отходы и способы их утилизации. – Кишинев: Штиинца, 1989. – 135 с.
- Черников В. А.* Агроэкология. Модуль 6. Сельскохозяйственная экология. – Пушкино: ОНТИ ПНЦ РАН, 2002. – 102 с.

- Черных Н. А.* Содержание и трансформация соединений свинца в дерново-подзолистой почве // Труды 8 научной конференции молодых ученых факультета Почвоведения МГУ. – М.: Изд-во МГУ, 1989. – С. 139-143.
- Шарова А. С.* Содержание микроэлементов - меди, цинка, кобальта и марганца в некоторых почвах Латвийской ССР // Почвоведение. 1957. № 3. – С. 10–31.
- Шелковников В. А., Гайнулина Л. А., Хлопкина В. Н.* Динамика нитратов в плодосеменном севообороте // Научные основы земледелия Восточной Сибири: Сборник научных трудов Иркутского СХИ. – Иркутск, 1977. – С. 48–50.
- Шершнев Е. С., Ларионов В. Г., Куркин П. Ю.* Компостирование органического мусора // Экология и промышленность России. 1999. Июль. – С. 40–42.
- Шильников А. А., Лебедева Л. А., Лебедев С. Н. и др.* Факторы, влияющие на поступление тяжелых металлов в растения // Агрехимия. 1994. № 10. – С. 94–101.
- Шихова Л. Н.* Содержание и динамика тяжелых металлов в почвах Северо-востока Европейской части России: Автореф. дис... докт. с.-х. наук / ГУ Зональный НИИСХ Северо-востока им. Н.В. Рудницкого. СПб., 2005. – 46 с.
- Шубов Л. Я., Федоров Л. Г., Залепухин Р. В.* Аналитическая, эколого-экономическая и технологическая оценка промышленных методов переработки твердых бытовых отходов мегаполиса // Научные и технические аспекты окружающей среды / ВИНТИ. 1998. № 3. – С. 20–55.
- Эдельштейн В. И.* Овощеводство. – М., 1953. – С. 98–158.
- Экология и безопасность жизнедеятельности: Учебное пособие для вузов / Под ред. П. А. Муравья. М.: ЮНИТИ-ДАНА, 2002. – 447 с.
- Экология. Охрана природы и экологическая безопасность: Учебное пособие для вузов / Под ред. А. Т. Никитина, С. А. Степанова. – М.: Изд-во МНЭПУ. 1997. – 641 с.
- Эколого-экономические основы и рекомендации по известкованию, адаптированные к конкретным почвенным условиям // Под ред. А. Н. Небольсина, В. Г. Сычева. – М.: Изд-во ЦИНАО, 2000. – 80 с.
- Экспериментальное изучение почвенной минерализации и удобрительной ценности городского мусора / Под ред. Р. А. Бабаянц, З. Г. Френкеля. – Л.: ЛНИИКХ, 1935. – 199 с.
- Юдинцева Е. В., Гулякин И. В.* Агрехимия радиоактивных изотопов стронция и цезия. – М.: Атомиздат, 1968. – 427 с.
- Юскевич Н. Н.* Исследование применения биотоплива из городского мусора при механизированной биотермической подготовке: Автореф. дисс... канд. с.-х. наук / Академия коммунального хозяйства. – М., 1966. – 19 с.
- Юфит С. С.* Мусоросжигательные заводы - помойка на небе. Промышленные полигоны - конец мусорному кризису. Диоксины в грудном молоке: Лекции. – Н. Новгород: Изд-во НГМА, 1999. – 85 с.
- Alooway B.J., Jackson A.P.* The behavior of heavy metals in sewage sludge amended soil // Sci. Total Environ. 1991. Vol. 100. March. P. 151–176.

- Berrow M.L.* An overview of soil contamination problems. In *Chemicals in the environment* / Eds. Lester J., Perry R., Sterritt R. London, 1986. P. 543–552.
- Bilitewski B., Hacrdtle G., Marek K.* Abfallwirtschaft eine Einfuchrung. – Berlin: Springer, 1990. 85 s.
- Bloomfield C.* The transformation of metals in soils // In: *The Chemistry of Soil Processes* / Eds. Greenland D.J., Hayes M.H. – New York: John Wiley and Sons, 1981. P. 463.
- Brown K.W., Thomas J.C., Whitney F.* Fate of volatile organic compounds and pesticides in composted municipal solid waste // *Compost Science & Utilization*. 1997. Vol. 5. №4. P. 6–14.
- Chefetz B., Hatcher P., Hadar Y., Chen Y.* Chemical and biological characterization of organic matter during composting of municipal solid waste // *Journal of Environmental Quality*. 1996. Vol. 25. №4. P. 776–785.
- Coredo A., Chavaria A.* Encalado de utisoles en Costa Rica: II Aniones (P, B, S) y elementos menores cationicos (Ze, Cu, Zn, Mn) // *Turrialba*. 1987. Vol. 37. №1. P. 59–70.
- Das K.C., Smith M.C., Gattie D.K., Boothe D.D.* Stability and quality of municipal solid waste compost from a landfill aerobic bioreduction process // *Advances in Environmental Research*. 2002. Vol. 6. № 4. P. 401–409.
- Deportes I., Benoit-Guyod J., Zmirou D., Bouvier M.C.* Microbial disinfection capacity of municipal solid waste (MSW) composting // *Journal of Applied Microbiology*. 1998. Vol. 85. №2. P. 238–246.
- Dieter H.* Gestaltung und Rekultivierung von Deponien und ungeordneten Mullablagungsplätzen in Bayern // *Kommunalwirtschaft*. 1977. №8. S. 252–256.
- Gajdos R.* Bioconversion of organic waste by the year 2010: to recycle elements and save energy // *Resources Conservation & Recycling*. 1998. Vol. 23. № (1–2). P. 67–86.
- Garrels R.M., Christ C.L.* *Solutions, Minerals and Equilibria*. – New York: Harper and Row. 1965. – 450 p.
- Gel chromatography separation and U.V. spectroscopic characterization of humic-like substances in urban compost / Prudent P., Domeizel M., Massiani C., Thomas O. // *Sci. Total Environ*. 1995. Vol. 172. №2–3. P. 229–235.
- Genevini P., Adani F., Borio D., Tambone F.* Heavy metal content in selected European commercial composts // *Compost Science & Utilisation*. 1997. Vol. 5. № 4. P. 31–39.
- Gorlach E., Curyto T.* Wplyw wapnowania na plonowanie i sklad chemiczny runi lakowej w zaleznosci od pH gltby. Cz. II Zawartosc mikroelementow // *Acta agr. Et silv. Ser agr.* 1987. № 26. C. 121–133.
- Greenberg R.R. et al.* Composition and Size Distributions of Particles Released in Refuse Incineration // *Environmental Science and Technology*. 1978. 12/5. P. 566– 573.
- Han F., Banin A.* Long-Term Transformation of Cadmium, Cobalt, Copper, Nickel, Zinc, Vanadium, Manganese and Iron in Arid-Zone Soils Under Saturated Condition // *Commun. Soil Sci. Anal.*, 2000. Vol. 31. № (7–8). P. 943–957.

- Hati N., Fisher Ted R., Upchuron W.* Liming of acid soil. II. Effect on plant available manganese and iron // *J. Indian Soc. Soil Sci.* 1979. Vol. 27. № 4. P. 394–398.
- Ingelmo F., Canet R., Ibanez M.A., Pomares F., Garcia J.* Use of MSW compost, dried sewage sludge and other wastes as partial substrates for peat and soil // *Bioresource Technology.* 1998. Vol. 63. № 2. P. 123–129.
- Jochi L., Dhir R., Gupta B.* Influence of soil parameters on DTPA extractable micro-nutrients in arid soils // *Plant and Soil.* 1983. Vol. 72. № 1. P. 31–38.
- Karam N.S., Ereifej K.I., Shibli R.A. Abukudais H., Alkofahi A., Malkawi Y.* Metal concentrations, growth, and yield of potato produced from in vitro plantlets or microtubers and grown in municipal solid-waste-amended substrates // *Journal of Plant Nutrition.* 1998. Vol. 21. № 4. P. 725–739.
- Kaschl A., Romheld V., Chen Y.* The influence of soluble organic matter from municipal solid waste compost on trace metal leaching in calcareous soils // *Science of the Total Environment.* 2002(1). Vol. 291. № (1–3). P. 45–57.
- Kaschl A., Romheld V., Chen Y.* Trace metal distribution in soluble organic matter from municipal solid waste compost determined by size-exclusion chromatography // *Environmental Toxicology and Chemistry.* 2002 (2). Vol. 21. №9. P. 1775–1782.
- Keul M., Preda M. et al.* Blei- und Cadmiumgehalte in Maispflanzen in Abhängigkeit vom Schwetallgehalt und der Textur des Bodens // *Contrib. bot Univ. Cluj-Napoca,* 1987. S. 229–334.
- Khalilian A., Sullivan MJ., Mueller JD., Shiralipour A., Wolak FJ., Williamson RE., Lippert RM.* Effects of surface application of MSW compost on cotton production – Soil properties, plant responses, and nematode management // *Compost Science & utilization.* 2002. Vol. 10. № 3. P. 270–279.
- Komisarec J. et al.* Wplyw CaCO₃ na zawartos c roznych form Cu, Zn i Pb w glebach skazomych. *Pr. Komiss. nauk Rol.* // *J. Komiss. nauk les. PTPN.* 1990 (1991). № 69. S 3–52.
- Kpombrekou A.K., Tabatabai M.A.* Metal contents of phosphate rocks // *Commun. Soil. Sci. and Plant Anal.* 1994. Vol. 25. № (17–18). P. 2871–2882.
- Lagerwerff J., Milberg R.* Sign-of-charge of species of Cu, Cd and Zn extracted from sewage sludge, and effect of plants // *Plant and Soil.* 1978. № 49. P. 117.
- Madrid F., Trasierra M., Lopez R., Murillo J., Cabrera F.* Municipal solid waste compost utilization in greenhouse-cultivated tomato // *Acta Horticulturae: International Symposium on composting and use of composted materials for horticulture.* Belgium, Louvain: International Society Horticulturae Science, 1998. (469). P. 297–304.
- Municipal Waste // Eurostat News Release, 2010. – 3 p. (<http://ec.europa.eu/eurostat>).
- Murray J.P.* Ground water contamination by sanitary landfill leachate and domestic waste water in carbonate ferrain principal source diagnostic chemical transport characteristics and design implications // *Water Res.* 1981. Vol. 15. № 6. P. 745–757.

- Norrish K.* The geochemistry and mineralogy of trace elements // in: Trace Elements in Soil-Plant-Animal Systems / Eds. Nicolas D., Egan A. New York: Academic Press, 1975. 55 p.
- Novak B.* Role of soil organic matter in intensive agriculture and the pathways of its synthesis and decomposition // Proc. 9th Intern. Symp. on Soil Biol. and Conserv. of the Biosphere. Budapest. 1987. P. 411.
- Obrien T.A., Barker A.V.* Evaluation of ammonium and soluble salts on grass sod production in compost 1. Addition of ammonium or nitrate salts // Communications in Soil Science & Plant Analysis. 1996. Vol. 27. № (1–2). P. 57–76.
- Otero L. et al.* Influencia de los licores de Moa en el agua de drenaje al aplicarse en suelos carbonatados // Cienc. arg., 1987. № 30. P. 102–105.
- Reid R., Heber D.* Flue Gas Emissions from a Shredded Municipal Refuse // Fired Steam Generation. Proceedings of the 1978: National Waste Conference. ASME. 1978. P. 167–178.
- Sanders J.R.* The effect of pH on the total and free ionic concentrations of manganese, zinc and cobalt in soil solution // J. Soil Sci. 1983. Vol. 34. № 2. P. 315–323.
- Schulz R., Romheld V.* Recycling of municipal and industrial organic wastes in agricultural: Benefits, limitations, and means of improvement // Soil Science and plant nutrition. 1997. Vol. 43. Special issue. P. 1061–1056.
- Serrawittling C., Houot S., Barriuso E.* Modification of soil water retention and biological properties by municipal solid wastes compost // Compost Science & Utilization. 1996. Vol. 4. № 1. P. 44–52.
- Simard R.R., Evans L.J., Bates T.E.* The effects of addition of CaCO₃ and P on the soil solution chemistry of a Podzolic soil // Can. J. Soil Sci. 1988. Vol. 68. № 1. P. 41–52.
- Soumare M., Tack F., Verloo M.* Effects of a municipal solid waste compost and mineral fertilization on plant growth in two tropical agricultural soils of Mali // Bioresource Technology. 2003. Vol. 86. № 1. P. 15–20.
- Stevenson F.J.* Humus Chemistry. Genesis, Composition, Reactions. – New York: Wiley, 1982. 217 p.
- Stevenson F.J.* Nature of divalent transition metal complexes of humic acids as revealed by a modified potentiometric titration method // Soil Sci. 1977. Vol. 123. №1. P. 10–17.
- Tiller K.G., Merry R.H.* Copper pollution of agricultural soils // In: Copper in soils and Plants / Eds. Loneragan J.F., Robson A.D. New York: Academic Press, 1981. 119 p.
- Williamson R.E., Lippert R.M.* Effects of surface application of MSW compost on cotton production – Soil properties, plant responses, and nematode management // Compost Science & utilization. 2002. Vol. 10. № 3. P. 270–279.
- Wood J.M.* Biological cycles for toxic elements in the environment // Science. 1974. Vol. 183. P. 1049–1059.

МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Анализ почвы, субстратов, растений и удобрений проводили с использованием методов, принятых в агрохимии и почвоведении.

Обменную кислотность почвы (pH_{KCl}) и актуальную кислотность компостов и субстратов (pH_{H_2O}) определяли потенциометрическим методом: pH компостов устанавливали при соотношении компост : раствор 1:25, pH почвы – при соотношении почва : раствор 1:2,5 (Практикум ..., 1986). Активность H^+ рассчитывали из величины pH_{KCl} (Физико-химические методы ..., 1980).

Массовую долю органического вещества в компостах и субстратах определяли термогравиметрическим методом (Практикум ..., 1986). Массовую долю общего углерода в почве и субстратах устанавливали по методу Тюрина (Практикум ..., 1989). Содержание общего азота в почве определяли фотоколориметрическим методом (с реактивом Несслера) после мокрого озоления (Практикум ..., 1989). Содержание обменного Ca^{2+} в почве и субстратах определяли согласно (ГОСТ 26487-85). Содержание подвижного фосфора и обменного калия в почве устанавливали по методу Кирсанова в модификации ЦИ-НАО (Практикум ..., 1989). Содержание $N-NO_3$ в почве, компостах и субстратах определяли ионометрическим методом (Методические указания ..., 1981). Содержание обменного аммония в субстратах (Гл. 6, модельный опыт 1) определяли по методу Мачигина в вытяжке 1 н. KCl (Практикум ..., 1986).

Валовое содержание кальция, фосфора, азота и калия в компостах и растениях устанавливали после мокрого озоления. Озоление проводили по методу Гинзбург ($H_2SO_4 + HClO_4$ 10:1) (Петербургский, 1968). Содержание кальция определяли комплексонометрическим методом, содержание фосфора – колориметрическим методом по Дениже, содержание азота – по Несслеру, содержание калия – фотометрическим методом (Практикум ..., 1989).

Валовое содержание ТМ в почве и компостах (Гл. 3, 5, микрополевые опыты) определяли на рентгено-флуоресцентном спектрофотометре. Концентрации кислоторастворимых соединений тяжелых металлов в почве (Гл. 4, полевой опыт) определяли в вытяжке 1н. HCl методом атомной абсорбции (Методические указания ..., 1992). Содержание подвижных соединений ТМ (Гл. 6, модельный лабораторный опыт 1) устанавливали в вытяжке ацетатно-аммонийного буфера с pH 4,8 также методом атомной абсорбции (Методические указания..., 1992).

Валовое содержание ТМ в растениях (Гл. 3, 5, микрополевые опыты (1989–1999 гг.)) определяли на рентгено-флуоресцентном спектрофотометре. Валовое содержание ТМ в растениях и компостах (Гл. 3, 5, микрополевые опыты (2000–2001 гг.); Гл. 4 полевой опыт); Гл. 7, микрополевой опыт 2) устанавливали методом атомной абсорбции после мокрого озоления в концентрированной азотной кислоте с добавлением $HClO_4$.

Математическую обработку данных проводили в программе ORIGIN 6,0.

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ	3
ГЛАВА 1. РЕШЕНИЕ ПРОБЛЕМЫ УПРАВЛЕНИЯ ТВЕРДЫМИ БЫТОВЫМИ ОТХОДАМИ КАК НЕОБХОДИМОЕ УСЛОВИЕ УСТОЙЧИВОГО РАЗВИТИЯ	5
1.1. Общемировая проблема управления твердыми бытовыми отходами....	5
1.2. Оценка изменения качества окружающей среды при различных методах обезвреживания твердых бытовых отходов	8
1.2.1. Изменение качества окружающей среды при захоронении ТБО на полигонах и свалках	8
1.2.1.1. <i>Свалки как источник загрязнения приземного слоя атмосферы</i>	10
1.2.1.2. <i>Воздействие свалок на геологическую среду</i>	12
1.2.1.3. <i>Захоронение ТБО как один из факторов антропогенного воздействия на глобальные циклы биофильных элементов в биосфере</i>	15
1.2.2. Изменение качества окружающей среды при термическом обезвреживании твердых бытовых отходов (сжигании).....	20
1.2.3. Изменение качества окружающей среды при механизированной переработке твердых бытовых отходов	26
ГЛАВА 2. АГРОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА БИОТЕРМИЧЕСКИ ПЕРЕРАБОТАННЫХ ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ	32
ГЛАВА 3. ДИНАМИКА АГРОХИМИЧЕСКИХ СВОЙСТВ ПОЧВЫ, РОСТА И ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА РАСТЕНИЙ ПРИ ИСПОЛЬЗОВАНИИ БИОТЕРМИЧЕСКИ ПЕРЕРАБОТАННЫХ ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ В КАЧЕСТВЕ ОРГАНИЧЕСКОГО УДОБРЕНИЯ (микрополевой опыт 1)	43
Объекты и методы исследования	43
Динамика кислотности и обменного кальция в почве	44
Динамика подвижного фосфора и обменного калия в почве	48
Динамика нитратного азота в почве.....	50
Влияние компоста из ТБО на рост и развитие растений	53
Влияние компоста из ТБО на накопление тяжелых металлов растениями.....	56
Влияние компоста из ТБО на накопление азота, фосфора, калия и кальция растениями	62

ГЛАВА 4.	
ВЛИЯНИЕ БИОТЕРМИЧЕСКИ ПЕРЕРАБОТАННЫХ ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ НА АГРОХИМИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТОЙ ПОЧВЫ, УРОЖАЙ И ХИМИЧЕСКИЙ СОСТАВ ЗЕРНОВЫХ КУЛЬТУР (полевой опыт)	
	65
Объекты и методы исследования	65
Влияние компоста из ТБО на урожай зерновых культур	67
Влияние компоста из ТБО на вынос азота, фосфора, калия и кальция с урожаем зерновых культур	67
Влияние компоста из ТБО на поступление тяжелых металлов в растения	68
Динамика кислотности почвы в процессе трансформации компоста из ТБО	70
Динамика подвижного фосфора и обменного калия в почве в процессе трансформации компоста из ТБО	72
Динамика кислоторастворимых соединений цинка, меди и марганца в почве в процессе трансформации компоста из ТБО	74
ГЛАВА 5.	
ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ СУБСТРАТОВ НА ОСНОВЕ БИОТЕРМИЧЕСКИ ПЕРЕРАБОТАННЫХ ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ (микрополевой опыт 2)	
	78
Объекты и методы исследования	78
Рост и развитие растений при использовании компоста из ТБО в качестве компонента питательных субстратов	79
Влияние субстратов на основе компоста из ТБО на накопление тяжелых металлов растениями	80
Динамика кислотности субстратов	83
Содержание азота, углерода, подвижного фосфора и обменных соединений калия и кальция в субстратах	83
ГЛАВА 6.	
ДИНАМИКА ПОДВИЖНЫХ СОЕДИНЕНИЙ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ В ПРОЦЕССЕ ТРАНСФОРМАЦИИ БИОТЕРМИЧЕСКИ ПЕРЕРАБОТАННЫХ ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ (модельный опыт 1)	
	86
Объекты и методы исследования	86
Динамика содержания органического вещества в субстратах	87
Динамика содержания обменного кальция в субстратах	89
Динамика pH субстратов	90
Динамика содержания нитратного и аммонийного азота в субстратах	92
Динамика содержания подвижных соединений тяжелых металлов в субстратах	93

ГЛАВА 7.	
ПЕРЕХОД ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В СИСТЕМЕ КОМПОСТ ИЗ ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ – РАСТВОР В ЗАВИСИМОСТИ ОТ pH ЭКСТРАГЕНТА (модельный опыт 2)	97
Причины низкого уровня биодоступности тяжелых металлов в системе компост из ТБО-почва-растение	97
Объекты и методы исследования	99
Зависимость перехода ТМ в системе компост из ТБО – раствор от pH экстрагента	100
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	108
Список сокращений	110
Список литературы	111
Приложение	128

ISBN 978-5-905200-10-6



Витковская Светлана Евгеньевна

**Твердые бытовые отходы:
антропогенное звено биологического круговорота**

Технический редактор, ответственный за выпуск: *Андрей Цивилёв*

Отпечатано в ГНУ АФИ Россельхозакадемии
195220, Санкт-Петербург, Гражданский пр., д. 14.
Тираж 100 экз.